

Szegedi Tudományegyetem
Természettudományi és Informatikai Kar
Környezettudományi Doktori Iskola
Ökológiai Tanszék

**A szalakóta (*Coracias garrulus*) élőhelyválasztása, annak
következményei és természetvédelmi vonatkozásai**

Doktori (Ph.D.) értekezés

Kiss Orsolya



Témavezető: Dr. Moskát Csaba, MTA-ELTE-MTM Ökológiai Kutatócsoport

Belső konzulens: Prof. Dr. Gallé László professzor emeritus,

SZTE – Ökológiai Tanszék

Szeged

2016

Tartalomjegyzék

1	Bevezetés	4
1.1	A madarak élőhelyválasztása	4
1.2	Táplálékkínálat, táplálék-összetétel és táplálkozóhely-szelekció	6
1.3	A tájléptékű élőhely-szelekció madaraknál	8
1.4	Mesterséges fészkelőhelyek szerepe a madárvédelemben	9
1.5	A gyepekhez és mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok	10
2	Célkitűzések	17
3	Módszerek	19
3.1	A vizsgálati faj: szalakóta (<i>Coracias garrulus</i>)	19
3.2	Kutatási terület	24
3.3	Táplálékkínálat felmérés – Ízeltlábú abundancia	25
3.4	Költési paraméterek és etetési viselkedés	26
3.5	A fiókák táplálék-összetétele	27
3.6	A természetes odúban költő egyedek felmérése	27
3.7	Felszínborítási adatok	28
3.8	Diszperzió	31
3.9	Mesterséges odúk kihelyezésének tapasztalatai	33
3.9.1	A kutatási terület és az odúkihelyezés	33
3.9.2	Tájösszetétel, legközelebbi szomszéd és fajtárs denzitás	33
3.10	Statisztikai analízis	34
3.10.1	Táplálékkínálat és hatása a szaporodási sikerre	34
3.10.2	Táplálékpreferencia és mérése	35
3.10.3	A táj összetételének és struktúrájának hatása a szalakóta előfordulására	36
3.10.4	Diszperzió	36
3.10.5	Odúfoglalás	36
4	Eredmények	38
4.1	Táplálékkínálat és költési paraméterek különböző élőhelyeken	38
4.2	A táplálékpreferencia vizsgálata	44
4.3	A szalakóta populáció denzitása	46
4.4	A szalakóta territóriumok élőhely-összetétele	46
4.5	A táj struktúrájának hatása a szalakóta előfordulására különböző térszálakon	48
4.6	Diszperzió	51

4.6.1	Költési diszperzió.....	51
4.6.2	Születési diszperzió	52
4.7	A hatékony odúkihelyezés tapasztalatai.....	54
5	Diszkusszió.....	58
5.1	Táplálékinálat, táplálékpreferencia és költési paraméterek különböző élőhelyeken	58
5.2	A tájszerkezet hatása a szalakóta előfordulására	61
5.3	A szalakóta diszperziós mintázata	64
5.4	Új mesterséges odúk kihelyezéseinek tapasztalatai.....	66
5.5	A térbeli heterogenitás szerepe a szalakóta védelmében.....	68
6	Köszönetnyilvánítás.....	73
7	Irodalomjegyzék	74
8	Összefoglaló	97
9	Summary	101
10	Publikációs lista	105
11	Függelék	108

1 Bevezetés

1.1 A madarak élőhelyválasztása

Ha az élőhely változik térben és/vagy időben, az állatok várhatóan szelektálni fognak a területek között. A madarak különösen jó alanyai a téma vizsgálatának, hiszen mozgékonyak és viszonylag nagy területeket járnak be, sok esetben más élőhelyet használnak fészkelőhelyként, táplálkozó- és telelőterületként. Az élőhely szelekciója a madarak populációdinamikájának egyik fontos meghatározója. A fészkelő terület megválasztása hatással lehet az egyed túlélésére és szaporodási sikerére és ezen keresztül a populáció növekedési rátájára is (Cody 1981, Cody 1985, Martin 1995). Tehát az egyedek azon képessége, hogy mennyire képesek jól megbecsülni az élőhely minőségét, hatással van későbbi sikerességükre. A madarak számos feltétel alapján mérlik fel egy adott terület minőségét. Az élőhely-szelekciós kutatások nagy része a terület valamely fizikai jellemzőjének vizsgálatára koncentrál. Fisher és Davis (2010) 57 tanulmányt áttekintő munkája alapján a gyepen költő fajok esetében három tulajdonság bizonyult a leggyakoribb prediktornak: a vegetáció magassága, a szabad földfelszín aránya és az avar mennyisége. A vegetáció magassága egyrészt előnyös, mert jobb búvó/fészkelőhelyet jelent, másrészt csökkenti a zsákmányolás sikerességét. Odúlakó madarak a magasabban levő fészkelőhelyet választják, ahol a predáció valószínűsége kisebb (Nilsson 1984). Nemcsak az odú helyzete, hanem a bejárat iránya is meghatározó lehet. A legtöbb fajnál déli, illetve nyugati preferenciát írtak le, amely feltehetőleg az odú kedvezőbb hőmérsékleti viszonyaival magyarázható (Ardia *et al.*, 2006, Butler *et al.*, 2009, Charter *et al.*, 2010). A vártamadarak esetében a kiülőhelyek megléte és típusa is meghatározó (Becker *et al.*, 2009, Cereso *et al.*, 2012). Számos madárfaj használja fel korábbi tapasztalatait annak becslésére, hogy milyen lehet a sikeres költés után visszatérni ugyanazon területre. A gatyáskuvik (*Aegolius funereus*) esetében azt találták, hogy predáció után nagyobb valószínűséggel váltanak odút, illetve nő a diszperziós távolság (Hakkarainen *et al.*, 2001). Az egyedek azonban nem csak saját tapasztalataikat, illetve a terület fizikai tulajdonságait használhatják fel, hanem a többiek sikeressége alapján is képesek megbecsülni az élőhely minőségét ("public information") (Danchin *et al.*, 2001). Ebben az esetben információként szolgálhat a fajtársak denzitása (Doligez *et al.*, 2003), szaporodási sikere (Doligez *et al.*, 1999), amely akár még a fizikai

tulajdonságoknál is meghatározóbb faktor lehet (Hoi *et al.*, 2012). Nemcsak az azonos fajhoz tartozó egyedek, hanem a hasonló készleteket használó fajok jelenléte, szaporodási sikere is befolyásolhatja az élőhely szelekcióját ("heterospecific habitat copying"). Létezik továbbá olyan stratégia is, amikor a madaraknak nincs információjuk; ide tartozik pl. a random letelepedés a tojók esetében (Dale & Slagsvold 1990) és a visszatérés a születési foltba (Greenwood *et al.*, 1980, Part, 1991).

A madarak minden éven ugyanazt a fészkelőhelyet használhatják, de akár egy költési időszakon belül vagy évenként is új territóriumot választhatnak. Ennek alapján beszélhetünk diszperzióról vagy területhűségről. A diszperzió két fő típusát különíthetjük el: költési ("breeding dispersion") és a születési ("natal dispersion") diszperziót. Előbbi a két különböző szaporodási hely, még az utóbbi a születési hely és az első szaporodási hely közötti mozgást jelenti. A diszperzió hozzájárul a populáció területi eloszlásának kialakításához, elősegíti a génáramlást a metapopulációk között és segít elkerülni a beltenyészettséget (Greenwood, 1980; Greenwood, 1982; Szulkin & Seldon, 2008). Nagy denzitás esetén jellemzően a gyengébb vagy fiatal egyedek hagyják el a területet (Greenwood, 1982). Nem minden esetben éri meg azonban elhagyni a korábbi költőhelyet, hiszen az új territórium keresése, kialakítása nagy energiabefektetést igényel. Sikeres költés, illetve kiszámítható környezeti feltételek mellett a legtöbb faj a korábbi területét használja újra (Greenwood, 1982). Vannak azonban olyan motívumok, amelyek az eddigi kutatások alapján jól jellemzik a legtöbb madár és emlős territórium használatát évről évre. A madarak diszperziós viselkedésére jellemző általános mintázatokat számos összefoglaló munkában megtalálhatjuk (Greenwood, 1980, Greenwood, 1982; Clarke *et al.*, 1997; Colbert, 2001). A madárfajok jelentős része területhű, de mindig vannak olyan egyedek, amelyek területet váltanak. A nemek között különbséget találunk a területhűség tekintetében. A tojó madarak diszperziós távolságai általában nagyobbak, mint a hímeké és ez a költési és a születési diszperzió esetében is jellemző. Csak néhány csoportban, mint a réceféléknél (Anatidae) fordul elő hím-domináns diszperzió. A fiatal egyedek pedig általában nagyobb távolságot tesznek meg az első költőhelyig, mint a kifejlett egyedek a költési időszakok között. A nemek közötti eltérés hátterében a szaporodási rendszer állhat. A legtöbb madárfajra monogámia és kisebb részben a poligínia jellemző, amely rendszerek esetében a hím foglalja el a territóriumot, azaz védi a forrást, a tojó pedig ez

alapján ítéli meg a hím rátermettségét. Mivel a tojóknak nem kell a territórium védelmébe, annak megszerzésébe energiátallokálniuk, ezért több lehetőségük van nagyobb távolságok megtételére a megfelelő pár keresése közben. Poliandriás fajok esetében, mint például a pettyes cankó (*Tringa guttifer*) pont fordított mintázatot találunk (Oring & Lank, 1982). Bár a környezeti tényezők nem felelősek a nemek közötti diszperzió különbségeiért (Greenwood, 1980), de a fajok közötti különbségeket jól magyarázhatja az, hogy milyen forrásokat hasznosítanak. A nomád, illetve az erőteljesen fluktuáló vagy kiszámíthatatlan forrásokat használó fajoknál jellemzőbb a diszperzió. Ilyenek például a magevők közül egyes északi fajok (keresztcsőrű (*Loxia curvirostra*)) vagy a főleg kisemlősöket fogyasztó ragadozók (Greenwood, 1982).

1.2 Táplálékkínálat, táplálék-összetétel és táplálkozóhely-szelekció

A táplálékforrások mennyiségének és minőségének változatossága a madarak életmenet tulajdonságaira fontos meghatározó (Martin, 1987). A hozzáférhető táplálék mennyisége és minősége a jelentősebbnek tartott környezeti faktorok a madarak szaporodási sikerének meghatározásában. Érdemes megemlíteni azonban, hogy ha a fajok között vizsgáljuk az éves fekunditás és túlélés összefüggését, akkor a tapasztalt különbségekért feltehetően nem a hozzáférhető táplálék mennyisége, hanem az utódok gondozásába, illetve a saját túlélésre fordított eltérő stratégiák a felelősek (Martin, 1995). Extra táplálékot biztosító kísérletek is igazolták, hogy az egyes madárfajoknál különböző életmenet stratégiák alakultak ki, hogy a táplálékkínálatban jelentkező környezeti változékonysághoz alkalmazkodjanak (Ruffino *et al.*, 2014). A táplálékkínálat befolyásolhatja a költés időzítését, a fészekalj méretét (Martin, 1987; Tortosa *et al.*, 2003) és a szaporodási sikert (Golawski & Meissner, 2008). A táplálékforrások összetétele és évenkénti fluktuációja fontos tényező lehet a költési paraméterek és a denzitás alakulásában (Korpimäki, 1984; Korpimäki & Norrdahl, 1991; Arroyo & Garcia, 2006). Ragadozómadarak esetében különbséget találunk specialista és a szélesebb táplálékkészletet használó fajok között. A specialisták esetében a zsákmány éves fluktuációja erősen befolyásolja a szaporodási sikert, a költés időzítését és a denzitást (Korpimäki & Norrdahl, 1991). Bár szélesebb táplálékbázist használó fajokról kevesebb irodalmi adat áll rendelkezésre, az ilyen esetekben kisebb évek közötti különbséget mutattak ki (Ratcliffe, 1993). Azonban a hamvas rétihéja (*Circus pygargus*) esetében

kisebbségi zsákmánydiverzitást, nagyobb mezei nyúl dominancia esetén a táplálékban nagyobb produktivitást és kisebb évek közötti különbséget tapasztaltak (Arroyo & Garcia, 2006). A specializálódás tehát a legtöbb esetben megéri, de a szirti sas (*Aquila chrysaetos*) esetében azt is kimutatták, hogy a generalista egyedeknek volt nagyobb a szaporodási sikere (Whitfield *et al.*, 2009), tehát a zsákmányok hozzáférhetőségétől függően hasznosított diverz táplálékbázis szintén hatékony stratégia. Rovarevő fajokon nagyobb ízeltlábú diverzitást biztosító területeken nagyobb szaporodási sikert mutattak ki (Britschgi *et al.*, 2006). Az egy territóriumon belül előforduló élőhelyek táplálékkínálatában jelentős különbségek lehetnek, így az egyes élőhelytípusok aránya és a kirepült fiókák száma közötti pozitív összefüggés mögött is a potenciális zsákmány mennyisége állhat (Goławski & Meissner, 2008). Veszélyeztetett fajoknál a költőhely mellett a táplálkozó területre vonatkozó igényeiket és a táplálék preferenciájukat is ismernünk kell a hatékony védelem megvalósításához. Figyelembe kell venni, hogy a táplálkozó terület és a zsákmánypreferencia a szaporodási rendszernek és az ivari különbségeknek megfelelően eltérhet az egyes fajoknál. Az intenzívebbé váló mezőgazdasági művelés, mint a megnövekedett peszticid használat vagy a táplálkozó területek csökkenése, hozzájárult a táplálékkínálat csökkenéséhez és ezen keresztül a mezőgazdasági területekhez kötődő fajok populációiban bekövetkezett negatív változásához (Donald *et al.*, 2006; Newton *et al.*, 2004; Morris *et al.*, 2005).

A veszélyeztetett madárfajok táplálékbázisának fenntartásához fontos a fő zsákmányfajok azonosítása. Általánosságban több módszer is elfogadott egy faj zsákmányösszetételének vizsgálatához. A ragadozómadarak köpeteinek és fészekanyaguk tartalmának analízise gyakran használt módszerek. Ha a táplálékállatok elég nagyok, közvetlen megfigyeléssel is azonosíthatóak (Margalida *et al.*, 2009). Az etető madarokról készült videofelvételek (Britschgi *et al.* 2006) és nyakgyűrű használata (Tryjanowski *et al.*, 2003b) is hasznos módszerek lehetnek a kisebb zsákmányállatok esetében, illetve lehetőséget nyújthatnak arra, hogy a táplálék összetétel szezonális változását is detektáljuk a fiókanevelési időszak alatt. A fészekanyag-tartalom vagy a köpetek elemzése egyes prédataxonok (nagyobb méretűek, pl. emlősök) felülbecslését eredményezheti (Redpath *et al.*, 2001), ugyanakkor több zsákmányállat faj azonosítását is lehetővé teszi (Bakaloudisa *et al.*, 2012).

1.3 A tájléptékű élőhely-szelekció madaraknál

A hatékony természetvédelmi tevékenységhez fontos, hogy pontos ismeretekkel rendelkezünk az adott faj élőhelyigényeiről. A madarak élőhelyválasztása egy hierarchikus folyamat, amely során az egyednek tájszintű jellemzők alapján az alkalmas élőhelyfoltot, majd pedig az alkalmas fészkelőhelyet kell kiválasztania (Wiens, 1989). A költőhelyül szolgáló élőhelytípuson kívül a madarak számos más élőhelyet is használhatnak az otthonterületükön belül (Virkkala *et al.*, 2004), ezért a madárpopulációk előfordulási mintázatai egyrészt a költőhelyek jellemzőivel, másrészt az élőhelytípusok táji szintű jellemzőivel is magyarázhatók. Az élőhely jellemzői befolyásolhatják a populációk túlélési rátáját, a szaporodási sikert, a populáció növekedési rátáját és a predáció valószínűségét (Cody, 1985; Wiens, 1989; Martin, 1995). Nagyobb térskálán vizsgálva a táj kompozíciója befolyásolja a madarak mozgásmintázatait és szaporodási teljesítményét (Bruun & Smith, 2003; Hakkaraainen *et al.*, 2003; Bionda & Brambilla, 2012). A fragmetáció pedig a predációs ráta növelésével és a szegélyhatással negatív hatással lehet a populációkra (Chalfoun *et al.*, 2002; Bayne & Hobson, 1997). A tájléptékű adatok hatékonyan használhatók a fajok eloszlásának és abundanciájának prediktálására (Jansson & Angelstam, 1999; Bennett *et al.*, 2006).

A madarak élőhely szelekcióját leggyakrabban helyi léptékben vizsgálták, mint például a táplálékkínálat (Hart *et al.*, 2006) és a fészkelőhely jellemzőinek hatásai (Golawksi & Golawska, 2008; Goławski & Meissner, 2008; Pasinelli, 2007). Az élőhely-térképezési projektek eredményeként létrejött nemzeti adatbázisok, illetve a Pán-Európai Corine felszínborítási adatbázis (CLC) ma már jó lehetőséget biztosítanak a madarak eloszlási mintázatainak megértésére és a táji változások hatásának vizsgálatára (Sanchez-Zapata & Calvo, 1999, Radovic & Tapic, 2009). Az élőhely-összetétel változásának elemzése bizonyítottan segítséget nyújt a mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok populációs változásainak megértéséhez (Fuller *et al.*, 2006; Batáry *et al.*, 2007). Ahhoz, hogy a veszélyeztetett fajok számára megfelelő védelmi intézkedéseket dolgozzunk ki, ismernünk kell az élőhelyigények mellett, hogy táji szinten milyen tényezők befolyásolják az adott madárfaj előfordulását (Morales *et al.*, 2005; Warren *et al.*, 2005; López-Iborra *et al.*, 2011). A természetközeli gyepek és tanyák borítása befolyásolja a vörös listás fajok denzitását Finnországban (Virkkala *et al.*, 2004). Az extenzív mezőgazdasági területek

pozitív hatással vannak kígyászölyv (*Circaetus gallicus*) és az egerészölyv (*Buteo buteo*), az erdők pedig a törpesas (*Aquila pennata*) előfordulására Spanyolországban (Sanchez-Zapata, 1999). A reznek (*Tetrax tetrax*) esetében a megnövekedett felszínborítás diverzitás eredményezte heterogénebb agrártáj kevésbé alkalmas élőhelyet biztosított a faj számára (Moreira *et al.*, 2012).

1.4 Mesterséges fészkelőhelyek szerepe a madárvédelemben

A mesterséges költőhelyek létesítését/kihelyezését sok madárfaj esetében alkalmazták már hatékonyan. Fészket nem építő ragadozómadarak, például a sólyomfélék esetében műfészkek vagy költőládák kihelyezésével lehet elősegíteni a madarak költését. Jó példa erre hazánkban a kék vércse (*Falco tinnunculus*) védelmi program, amely során a telepeseen költő vetési varjú (*Corvus frugilegus*) fészkeit pótolták fészkelőládákkal, amelyeket sikeresen foglaltak el a vércsék (Kotymán *et al.*, 2015). A veszélyeztetett kerecsensólyom (*Falco tinnunculus*) védelmében a magasfeszültségű traverzekre kihelyezett fém költőládákat alkalmazták sikeresen (Fidlóczy *et al.*, 2014). Tengerparti szirteken költő viharfecske (*Oceanodroma castro* és *Hydrobates pelagicus melitensis*) fajoknál a költőkamra használatával nagyobb szaporodási sikert értek el a madarak (Bolton *et al.*, 2002; Libois *et al.*, 2012).

Bár számos faj képes a fák törzsébe elkészíteni saját költőodúját (pl. a harkályfélék, *Picidae*), az erdészeti művelési gyakorlat megváltozása miatt sok esetben eltávolítják az erre alkalmas fákat (Martin & Eadie, 1999). A harkályodúk és a természetes odvak nélkül költőhely-hiány alakul ki, ami sok odúban költő faj populációjának csökkenése mögött áll (Sutherland *et al.*, 2004). A másodlagosan odúköltő fajok tehát jelentősen függenek a költőhelyek mennyiségétől, ezek közül is a nagytestű fajok a leginkább veszélyeztetettek, hiszen ezek csak a nagyobb méretű fajok, például a fekete harkály (*Dryocopus martius*) által készített odúkat tudják elfoglalni. Jó példa erre a kék galamb (*Columba oenas*) és a gatyáskuvik (*Aegolius funereus*) (Johnsson *et al.*, 1993). A mesterséges odúk kihelyezését számos faj esetében alkalmazták már sikeresen a költőállomány növelésére (Newton, 1994; Avilés & Parejo, 2004; Gottschalk *et al.*, 2011; Olah *et al.*, 2014). Bár ez a módszer a legtöbb esetben valóban hatékony, mégis csak körültekintően alkalmazható, hiszen rossz minőségű élőhelyre kihelyezett odúk ökológiai csapdaként működhetnek azáltal, hogy oda csalogatják a madarakat, ahol reprodukciós sikerességük alacsony lesz (Klein *et al.*,

2007; Rodríguez *et al.*, 2011). A mesterséges odútelepek létrehozása azonban költség- és élőmunka-igényes tevékenység, tehát egy védelmi programnak mindenképpen értékelni kell a hatékonyságát. A védelmi munka optimalizálásához fontos figyelembe vennünk az odúk kihelyezésének több paraméterét, mivel ezek befolyásolhatják a költési paramétereket (Korpimäki, 1985; Lowther, 2012; Lambrechts *et al.*, 2012; Møller *et al.*, 2014). Például egyes fajok preferenciát mutatnak a bejárat nyílás bizonyos iránya felé (Goodenough, 2008; Navara *et al.*, 2011; Rodríguez *et al.*, 2011). Az élőhely jellemzői, mint a vegetáció struktúrája vagy az élőhelyek összetétele szintén befolyásolhatják a mesterséges odúk foglaltsági rátáját (Avilés *et al.*, 2000c; Tome, 2004; Remacha & Delgado, 2009; Lopez *et al.*, 2010). Ezek mellett, mivel a fajtársak („public information”) és a hasonló fajok jelenléte is információval szolgálhat az élőhely minőségéről, így a kihelyezett odúk foglaltságát is befolyásolhatja (Danchin *et al.*, 2001; Pajero *et al.*, 2004; Ward *et al.*, 2004).

1.5 A gyepekhez és mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok

A gyepek és mezőgazdasági területek kiemelt természetvédelmi jelentőségűek a madarak számra, hiszen mintegy 120 veszélyeztetett fajnak (SPEC) jelentenek költő- és táplálkozóhelyet (Tucker, 1997). Az alapján, hogy költő-és/vagy táplálkozóhelyként használják ezeket a területeket, több csoportra oszthatjuk a gyepekhez és más mezőgazdasági területekhez kötődő fajokat (Virkkala *et al.*, 2004). Egyes fajok, mint pl. a mezei pacsirta (*Alauda arvensis*) számára költő- és táplálkozóhelyet is jelentenek ezek az élőhelyek, még a szegélylakó fajok ("edge species"), mint a mezei poszáta (*Sylvia communis*) a bokrosokat, sövényeket használják e célra. A harmadik csoportba azok a fajok tartoznak, amelyek bár erdőben, fasorokban, bokrosokban fészkelnek, táplálkozó területüket a nyílt mezőgazdasági területek és a gyepek jelentik pl. citromsármány (*Emberiza citrinella*). Külön csoportot alkotnak azok a fajok, amelyek tanyákban, telepesen költenek, táplálékszerzésre azonban a környező területeket is használják (pl. a füsti fecske (*Hirundo rustica*) és a barázdabillegető (*Motacilla alba*)). Ez a felosztás nem kizárólagos. A gyepekhez és mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok populációi jelentősen csökkentek Európában az utóbbi évtizedekben (Fuller *et al.*, 1995; Pain & Pienkowski, 1997; Donald *et al.*, 2001; Donald *et al.*, 2006). 1963-ban jelent meg Rachel

Carson nagyhatású „Néma tavasz” című könyve (Carson, 1963), amely a peszticidek használatának az élővilágra, különösen madarakra gyakorolt hatásának veszélyeire hívta fel a széles közönség figyelmét. O'Connor és Shrubbs 1986-ban kiadott könyve részletes összefoglalást ad a mezőgazdasági területekről, mint fontos madár-élőhelyekről, illetve ezek változásainak hatásáról az itt élő fajokra. Az ezredfordulón további eredmények támasztották alá, hogy az egyre intenzívebb és gépesítettebb mezőgazdaság jelentős negatív hatással van egyes madárfajok populációjára, illetve az azok legfontosabb táplálékát jelentő növényekre és ízeltlábúakra, ami jelentős biodiverzitás csökkenéshez vezethet a jövőben („second Silent Spring”) (Krebs et al. 1999). Európában nagyrészt az Egyesült Királyság területére állnak rendelkezésre a leghosszabb időszakot lefedő adatok a gyepekhez és a mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok populáció-változásaival kapcsolatban (Fuller et al., 1995; Siriwardena et al., 1998a, Robinson & Sutherland, 2002; Gregory et al., 2004). 1970-1990 között a fajok jelentős részének csökkent az elterjedési területe és az abundanciája (Fuller et al., 1995), Siriwardena et al. (1998a) pedig szintén jelentős, átlagosan 30%-os csökkenést mutatott ki 13 agrárterületre jellemző fajnál. Egy egész Európára vonatkozó vizsgálatban szintén szignifikáns csökkenést mutattak ki a mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok esetében 1970-1990 között (Donald et al., 2001), ezzel párhuzamosan pedig a mezőgazdasági termelésben jelentős növekedés volt megfigyelhető mind az Európai Unióban, mind pedig az akkor még nem csatlakozott közép- és kelet-európai országokban. Ez a csökkenő tendencia 1990 és 2000 között is folytatódott (Donald et al., 2006), viszont más élőhelyekre jellemző fajoknál nem volt kimutatható. Ahhoz, hogy megállítsuk, vagy esetlegesen megfordítsuk ezt a trendet, mindenekelőtt fontos megismerni a folyamat okait. Nagy-britanniai kutatások alapján két nagy csoportba oszthatjuk azokat a folyamatokat, amelyek kiemelkedő szerepet játszottak a gyepekhez és mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok populációinak csökkenésében. Egyrészt a természetközeli élőhelyekben bekövetkezett változások, mint a szegélyek, erdők eltűnése és a gyepterület csökkenése. A másik nagy csoportot a szántóföldi művelésben bekövetkezett változások alkotják. Ezek voltak a tavaszi vetés gyakoriságának csökkenése, az őszi vetés dominánssá válása, ami az őszi tarlók mennyiségének csökkenéséhez is vezetett. Egyszerűsödött a vetésforgó, specializáltabb fajták használata vált általánossá és ezzel párhuzamosan a fajtadiverzitás is csökkent, a legeltetés pedig csak egyes helyeken maradt meg. Intenzívebb lett a gyepek kezelése,

illetve megnőtt a vegyszerhasználat (peszticid és herbicid) (Fuller *et al.*, 1995; Chamberlain & Fuller, 2000; Boatman *et al.*, 2004). Newton (2004) ezek mellett kihangsúlyozta, hogy a különböző kemikáliák használata milyen direkt és indirekt módon csökkentette a mag- és rovarévó fajok táplálékbázisát. A csatornázások és lecsapolások az olyan gyakori partimadárfajokra voltak negatív hatással, mint a búbos (Vanellus vanellus), a piroslábú cankó (Tringa totanus) vagy a sárszalmonka (Gallinago gallinago).

Egész Európát vizsgálva szintén hasonló eredményeket kaptak; a növekvő műtrágyahasználat következtében egyre sűrűbbé váló vegetáció, a legelők átalakítása és a legeltetés hiánya, az extenzív, nagy biodiverzitással rendelkező területek felhagyása, a széna helyett silókukorica alkalmazása a takarmányozásban, a peszticidhasználat következtében kialakuló táplálékkínálat-csökkenés, valamint az intenzív gabonatermesztés elterjedése állt igazolhatóan a jelenség hátterében (Donald *et al.*, 2002). Ilyen mértékű csökkenés ritka a természetben, szigeteken élő endemikus fajok esetében írtak le hasonló folyamatot új predátor megjelenése után. Jelen esetben azonban olyan korábban gyakori fajoknál mutattak ki jelentős negatív populációs trendeket, mint például a mezei veréb (Passer montanus), a fogoly (Perdix perdix) vagy a mezei pacsirta (Alauda arvensis) (Donald *et al.*, 2002). A mezőgazdaság intenzifikálódása nem csak az gyepekhez és mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajokra volt negatív hatással, hanem ugyanez kimutatható növények (Zechmeister *et al.*, 2003, Kleijn *et al.*, 2009), emlősök (de la Pena *et al.* 2003) és ízeltlábúak esetében (Wilson *et al.*, 1999; Sotherton & Self, 2000) is. Nem csak az intenzifikálódás, hanem az extenzív gazdálkodás alatt álló területek, például a legelők felhagyása is negatív hatást jelenthet, hiszen egyes fajok számára éppen legelők, mozaikos területek jelentik a megfelelő élőhelyet (Brambilla *et al.*, 2007). Mivel a legeltetés befolyásolja a gyepterület szerkezetét és fajösszetételét, különböző gyepterületeken eltérő kezelési intenzitás alkalmazásával érhető el a különböző fajok számára megfelelő fizionómiájú terület (Báldi *et al.*, 2005). Ha országos szinten vizsgáljuk a környezeti tényezők változásainak hatását a populációs trendekre, a demográfiai paraméterek közül a szaporodási siker és a túlélési ráta meghatározása az elsődleges (Siriwardena *et al.*, 1998b), hiszen ezen a szinten a be- és kivándorlás jelentősége csekély (Baillie, 1990). 1962-1995 közötti adatok felhasználásával 31, mezőgazdasági területekhez kötődő énekesmadár fajon elvégzett elemzés azt mutatta,

hogy a csökkenő trendet mutató fajok túlélési rátája csökkent, a legtöbb esetben ivar- és korszpecifikusan a juvenilis, illetve a tojó egyedek túlélése csökkent (Siriwardena *et al.*, 1998b). Az erdei fajok esetében nem találtak a fentebb leírtakhoz hasonló negatív trendet (Donald *et al.*, 2006). A fás, bokros vegetációban költő, a nyílt területeket pedig táplálkozó területként használó fajok, mint a zöld küllő (*Picus viridis*) és a tövisszúró gébics (*Lanius collurio*) estében viszont jelentős csökkenést írtak le Svédországban 1975- 1995 között, jelenlegi előfordulásunkban pedig fontos a fás legelőgyepek megléte (Sönderström & Part, 2000). A fentebb leírt negatív jelenségek nem korlátozódtak Európára, hasonló folyamatok játszódtak le más földrészekén is, pl. Észak-Amerikában (Peterjohn & Sauer, 1999) és Dél-Amerikában (Cerezo *et al.*, 2011).

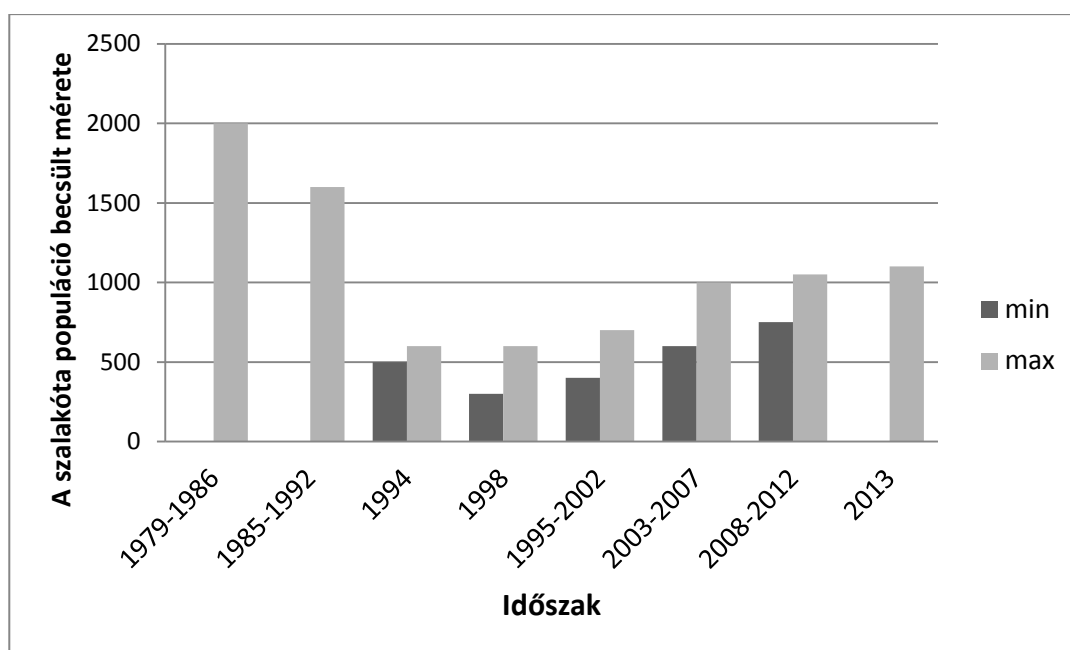
A közép- és kelet-európai országokban a történelmi háttér miatt ezek a folyamatok másképp játszódtak le, 1960 és 1980 között itt is jelentős intenzifikáció zajlott, amely összemérhető a CAP által indukált változásokkal a nyugati országokban (Verhulst *et al.*, 2004). Magyarországon az 1950-es években a termelő szövetkezetek létrehozásával sok kis családi gazdaságot olvasztottak össze nagyobb termelő egységekké, amelyeknél a korábbinál lényegesen nagyobb vegyszerhasználat volt jellemző (Báldi & Batáry, 2011). Ez a nyugati államokhoz hasonlóan a biodiverzitás csökkenéséhez vezetett, majd a rendszer összeomlása után ezt rövid javulás követte, de az EU csatlakozás és a CAP bevezetése után ma már hazánkban ismét csökkenés mutatható ki (Nagy *et al.*, 2009; Báldi & Batáry, 2011; Szép *et al.*, 2012). Bár a változások Magyarországon is kétségtelenül jelentősek, a fajok nagy része még mindig nagyobb sűrűségben fordul elő az agrárterületeken, mint az Egyesült Királyságban, ami feltehetőleg a kevésbé intenzív mezőgazdaságnak köszönhető (Báldi & Batáry, 2011). Mivel a szocialista rendszer bukása előtti időszakot kis állami támogatás jellemezte, így ezekben az országokban összességében nagyobb extenzív művelésű területek maradtak fent és a fajok csökkenése is mérsékeltebb volt (Donald *et al.*, 2001). Az extenzíven művelt gyepek és szőlők továbbra is értékes madárélőhelyek Magyarországon (Verhulst *et al.*, 2004). Hasonló folyamatok játszódtak le a többi közép- és kelet-európai országban is (Tryjanowski *et al.*, 2011), így például a Balti államokban (Herzon *et al.*, 2007), Csehországban (Reif *et al.*, 2008; Kolecek *et al.*, 2010) és Lengyelországban (Tryjanowski, 2000).

A negatív hatások csökkentésére megoldás lehet az agárterületek tájszintű heterogenitásának növelése (Benton *et al.*, 2003), illetve az intenzifikáció csökkentése (Krebs *et al.*, 1999, Donald *et al.*, 2006). Válaszképpen az egész kontinenst érintő problémára, a döntéshozók bevezették az agrár-környezetgazdálkodási támogatásokat ("agri-environmental schemes", AES), amelyek célja az agárterületek biodiverzitás-csökkenésének megállítása, mérséklése. A program során a gazdálkodók támogatást kapnak bizonyos természetbarát gazdálkodási módok alkalmazására. Ezek hatékonysága és haszna sok esetben nem volt megfelelően monitorozva (Kleijn & Sutherland, 2003). Donald (2006) nem talált bizonyítékot az agrártámogatások pozitív hatására, mivel sok ezek közül nem elég célirányos és így nem éri el a kívánt eredményt. Svájcban a nemzeti támogatási rendszer, ha nem is jelentősen, de pozitívan befolyásolta a gyakori madarak populációit, azonban a ritka, veszélyeztetett fajok helyzete nem javult (Birrer *et al.*, 2007). A közös uniós agrártámogatási rendszerhez (CAP) később csatlakozó közép- és kelet-európai országok esetében kisebb, bár kimutatható a változás (Szép *et al.* 2012). A közép- és kelet-európai országok gyepterületein sok Nyugat-Európában csökkentő tendenciát mutató faj fordul még elő jelentős számban, de a jövőben az intenzifikáció ezeken a területen is problémát jelenthet (Báldi *et al.*, 2005). A ritka fajok érdekében végzett célzott beavatkozások eredményesek lehetnek, a gyakori fajok esetében nehezebb a szükséges intézkedések meghatározása (Vickery *et al.*, 2004). Pe'er *et al.* (2014) hangsúlyozta, hogy bár az Európai Unió jelentős összeget szán az agrár biodiverzitás megőrzésére, ezek részben módosításra és kiegészítésre szorulnak céljuk elérése érdekében.

Az utóbbi évtizedekben sok a gyepekhez és mezőgazdasági területekhez kötődő madárfaj esetében mutattak ki csökkenő populációs trendet, a hosszú távú vonulók pedig ezen belül egy még veszélyeztetettebb csoportot képviselnek. (Møller *et al.*, 2008; Szép *et al.*, 2012). A szalakóta (*Coracias garrulus*) egy Európa-szerte veszélyeztetett faj. Az 1970-es éveket követően jelentős populáció csökkenést szenvedett el, Finnországból, Dániából, Németországból és Csehországból eltűnt, mint költőfaj (Cramp *et al.*, 1993). Ukrajnában szintén csökkent az állománya és egyes régiókból el is tűnt, mint költőfaj (Grishchenko 2001). Magyarországon is hasonló folyamat ment végbe, a dunántúli területekről eltűnt, a keleti részében pedig jelentősen csökkent az állománya (Magyar *et al.*, 1998). Az irodalom

alapján feltehetően két tényező, az alkalmas költőhelyek számának csökkenése és a mezőgazdaságban bekövetkezett változások okozta táplálékkínálat-csökkenés lehet a felelős a változásért (Tucker & Heath 1994, Kovács et al, 2008). Az előbbi állítást támasztja alá, hogy a mesterséges odúk kihelyezése ismertén hatékony módszer a természetes fészkelőhelyek pótlására, így több országban is sikeres védelmi programok működnek a faj védelmére (Ausztria: Sackl et al., 2004; Franciaország: Tron et al., 2008; Magyarország: Molnár, 1998; Spanyolország: Avilés et al., 2000a). Észtországból viszont a védelmi intézkedések ellenére sem sikerült megfordítani a negatív trendet (Lüütsepp et al., 2011). Az odúk kihelyezése során azonban körültekintően kell eljárni, mivel egyes programok kisebb sikerrel alkalmazták ezt a módszert a szalakótánál, illetve a mesterséges odú akár ökológiai csapdaként is szolgálhat (Rodríguez et al., 2011). További védelmi problémát jelent a faj számára a potenciális táplálkozó területek (gyepek) kiterjedésének és/vagy minőségének csökkenése, amely a szintén rovarevő kis őrgébicshez (*Lanius minor*) (Giralt et al., 2008) és tövisszűrő gébicshez hasonlóan (Golawski & Golawska, 2008) állománycsökkenéshez vezetett. Donald et al., (2006) munkája alapján többek között szintén a kis és nagy őrgébics mellett a szalakóta volt az egyik a 19, gyepekhez és mezőgazdasági területekhez kötődő fajok közül, amely negatív trendet mutatott az agrár intenzifikáció következtében. Továbbá az egyes mezőgazdasági művelési típusok bizonyítottan negatív hatással lehetnek a szalakóták költési sikerére és fészkelő nagyságára Nyugat-Európában (Avilés & Parejo, 2004). Portugáliában az állomány csökkenését és fragmentálódását szintén részben az intenzifikációnak, részben pedig a felhagyásnak tulajdonítják, mivel ennek következtében tűnnek el a szalakóta számára legfontosabb költőhelyet jelentő öreg épületek a tájból (Marques et al., 2005). Magyarország 2004-ben csatlakozott az Európai Unióhoz, így a hazai szalakóta populáció csökkenése nem vezethető le közvetlenül a nyugat-európai tapasztalatok alapján. Bár Magyarországot is jelentős agrár intenzifikáció jellemezte a 1970-80-as években, a korábban ismertetett folyamat miatt hazánk agrár biodiverzitása, bár változott, de továbbra is jelentős értéket képvisel, így például a gébicsek (*Lanius spp.*) még nagy abundanciával fordulnak elő (Verhulst et al., 2004). Dombrowski et al. (2002) Lengyelországban azt találta, hogy a tövisszűrő gébics és a nagy őrgébics (*Lanius excubitor*) populációi növekedést mutatnak a rovarirtószerek használatának csökkenésével, viszont a búbosbanka (*Upupa epops*) trendje továbbra is csökkenő. A

szalakótának fontos élőhelyek, mint a gyepek és a gyeperdő komplexek területe nem csökkent olyan mértékben a korábbi szocialista országokban, mint Nyugat-Európában (Tryjanowski *et al.*, 2011). Ezzel szemben a szalakóta állománycsökkenése egész Európában, így Magyarországon is ugyanabban az időszakban és viszonylag rövid idő, körülbelül két évtized alatt zajlott le (1. ábra). Erre az időszakra tehető a kék vércse magyarországi populációjának összeomlása is, de az mögött elsősorban a vetési varjú kb. 90%-os állománycsökkenése áll (Fehérvári *et al.*, 2009).



1. ábra. A szalakóta magyarországi állományának változása irodalmi adatok alapján (MME Monitoring központ; Haraszty 1998; Magyar *et al.*, 1998; Hadarics & Zalai, 2008)

Mivel a szalakóta hosszútávú vonuló faj, feltételezhető, hogy az egész populációt érintő negatív trend mögött nem csak a költőterületen, hanem a vonulási útvonalon, illetve a telelőterületen bekövetkezett változások is állhatnak. A faj relatív kis mérete miatt csak a közelmúltban nyílt lehetőség a korszerű vonuláskutatási technikák alkalmazására, amelyek így is jelentős terhet rónak a jelölt egyedekre (Rodriguez-Ruiz *et al.*, 2015). Ezért már részletesebb adatokkal rendelkezünk a szalakóta telelő- és pihenőterületeiről (Finch *et al.*, 2015), de az állományváltozásokat ezekkel összekötő átfogó elemzés még nem készült.

2 Célkitűzések

A szalakótát több tanulmány is a gyepek és mezőgazdasági területek jellegzetes fajának tekinti (Donald *et al.*, 2006; Avilés *et al.*, 2004), helyzete azonban részben eltér az olyan tipikus nyílt területen költő- és táplálkozó fajokétól, mint például a mezei pacsirta. A szalakóta a nyílt területeket csak táplálkozó területként hasznosítja, de természetes vagy extenzíven, művelt fajgazdag területek a megfelelő fás vegetáció hiányában nem biztosítanak megfelelő élőhelyet a faj számára. A jelen dolgozatban bemutatott kutatásaim célja az volt, hogy feltárjam a szalakóta élőhelyválasztását befolyásoló tényezőket, ezek összefüggéseit a reprodukciós paraméterekkel, illetve értékeljem ennek természetvédelmi vonatkozásait.

Kérdéseim az alábbi témakörökre vonatkoztak:

I. Táplálékkínálat, táplálékpreferencia és költési paraméterek különböző élőhelyeken

I./a. Táplálékkínálat és hatása a szaporodási sikerre

- Különböznek-e a szalakóta szaporodási eredményei a tanulmányozott két élőhelyen?
- A táplálékkínálat befolyásolja-e a költési eredményeket?
- Különbözik-e a táplálékkínálat mennyisége és időbeli változása a két területen?

A szalakóta, széles elterjedési területén belül, változatos élőhelyekhez tudott alkalmazkodni. Feltételezésünk szerint a pusztai élőhely és az agrárterület közötti mozaikgyepek is alkalmasak a szalakóta számára, ezért a költés sikerességét jelző értékek (fészekalj méret, kelési, kirepülés és szaporodási siker) nem különböznek a két terület között. Továbbá feltételezzük, hogy a territórium táplálékkínálata befolyásolja a költési eredményeket. A szalakóta polifág faj, változatos készleteket tud hasznosítani, így feltételezésünk szerint összességében a táplálékkínálat mennyisége és időbeli változása hasonló lesz a két területen.

II./b. Táplálékpreferencia és mérése

- Befolyásolja-e és ha igen milyen mértékben a táplálékpreferencia becslést a különböző mintavételi módszerek alkalmazása?
- Eltér-e a táplálékpreferencia nagy kiterjedésű pusztai és egy mozaikgyepes agrárélőhelyen?

Feltételezzük, hogy a különböző mintavételi módszerek alkalmazása eltérő táplálékpreferencia becslést eredményez, illetve hogy a preferencia a kínálatnak megfelelően változik az egyes élőhelyek között.

II. Táji léptékű tényezők szerepe a szalakóta fészkelőhely szelekciójában

- Milyen a szalakóta elterjedése és populációinak denzitása a dél-alföldi mintaterületen?
- Milyen habitat-összetétel teszi lehetővé a szalakóta jelenlétét védelmi intézkedések nélkül különböző térszálakon (5×5 km, 10×10 km)?
- Eltér-e a nem mesterséges költőhelyet használó párok territóriumának élőhely-összetétele az üres és foglalt mesterséges odúkat tartalmazó területektől?

Feltételezésünk szerint a mezőgazdasági területek intenzifikációjának hatása táji szinten is detektálható lesz. Feltételezzük, hogy a potenciális természetes költő- és táplálkozóhelyeknek pozitív, az intenzív művelés területek mennyiségének pedig negatív hatása lesz territórium és táji léptékben is.

III. Területhűség és diszperzió

- Mekkora a szalakóta átlagos születési és költési diszperziós távolsága?
- Van-e különbség a hímek és tojó diszperziós távolságai között?
- Van-e különbség a fiókák és az adult egyedek diszperziós távolságai között?

A szalakóta monogám, így a madarakra jellemző trendeknek megfelelően hím dominanciát feltételezünk a kifejlett egyedek diszperziójában. Mivel hosszú életű faj, az ismert territórium újbóli elfoglalása hozzájárulhat a szaporodási siker növeléséhez ezért az adult madarak esetében nagy területhűséget várunk és kisebb diszperziós távolságokat, mint a születési diszperzió esetében.

IV. Milyen tényezők befolyásolják az újonnan létrehozott költőhely foglalási rátáját?

- A kihelyezett mesterséges odú milyen paraméterei befolyásolják a foglalást az újonnan kihelyezett odúknál?
- Milyen paraméterek befolyásolják a foglalás tartósságát?

Feltételezéseik szerint a mediterrán régióban végzett vizsgálatok eredményei a Magyarországon költő egyedek viselkedésére is érvényesek lehetnek, így a foglaltságot az odú magassága, iránya, láthatósága, illetve a fajtársak térbeli helyzete a kihelyezést megelőző évben befolyásolhatja a foglalást. Feltételezzük, hogy a preferált odúk foglalása tartós.

3 Módszerek

3.1 A vizsgálati faj: szalakóta (*Coracias garrulus*)

A szalakóta (*Coracias garrulus*) a szalakótaalakúak (Coraciiformes) rendjébe, azon belül a szalakótafélék (Coraciidae) családjába tartozó faj. Polytipikus, két alfaját különböztetjük meg: az Európában is előforduló *Coracias garrulus garrulus* (Észak-Afrika, Európa, Kis-Ázsia, Irán északnyugati része, Szibéria) és *Coracias garrulus semenowi* (Irak, Irán, Pakisztán, Kazahsztán déli része). A szalakóta csóka nagyságú madár (30-32 cm, szárnyfesztávolsága 66-73 cm) (Cramp *et al.*, 1993). A tollazati bélyegek és a biometriai adatok alapján a nemek csak kis mértékben különböznek, a hímek szárnya kissé nagyobb ($20,08 \pm 1,32$ cm), mint a tojóké ($19,62 \pm 0,94$ cm) (Silva *et al.*, 2008), illetve a hímek kék színei nászidőszakban élénkebbek, a farkcsík ibolyás színe erősebb, kiterjedtebb (Blasco-Zumeta & Heinze (http://aulaenred.ibercaja.es/wpcontent/uploads/285_RollerCgarrulus.pdf). Mindkét nemre jellemző, hogy a fej és a hát színezete kapcsolatban van az egyedek kondíciójával (Silva *et al.*, 2008). A kirepült fiatalok fakóbbak, mellük és középfedőik barnásan futtatottak, a szélső farok tollaik rövidebbek és nincs a végükön fekete folt. A másodéves madarak faroktollai kopottak (Blasco-Zumeta & Heinze (http://aulaenred.ibercaja.es/wpcontent/uploads/285_RollerCgarrulus.pdf). A fiókák strukturális színezetének kialakulásában fontos szerepet játszik a környezet, amely a hím egyedeknél meghatározóbb. Mivel a szalakóták már a születésüket követő első évben költhetnek és csak részleges vedlést végeznek, ez előnyt is jelenthet az első párválasztás során (Pajero *et al.*, 2010).

a,



b,



1. kép. Kifejlett szalakóta tojó (a) és hím (b) (fotó: Kiss Orsolya).

A szalakóta palearktikus elterjedésű faj, elsősorban a mérsékelt öv sztyepp- és mediterrán régiókban fordul elő, ahol állományának jelentős része a kontinens belsejére koncentrálódik. Eurázsia erdős sztyepp jellegű területeitől az Atlasz-hegységig, illetve Ázsiában kelet felé Novoszibirszkig és az Indus-völgyéig fordul elő (Cramp *et al.*, 1993). Jellemzően alföldi faj. Becsült világállománya 200.000-700.000 között mozog, ennek 50-74%-a, mintegy 55000-117000 pár költ Európában (Kovács *et al.*, 2008). Egyes országokban ma is csak igen kevés költőpárt találunk: 2010-ben 5 pár költött Burgenlandban, Szlovákiából 2010 óta nem ismert költése (Mirko Bohus személyes közlés), Horvátországban 2014-ben 2 bizonyított költése volt (Ilić Bariša, személyes közlés). Síkvidéki faj, kerüli a zárt erdőségeket, sivatagokat, félsivatagokat, és a fátlan, nyílt füves területeket. Jellemzően erdőssztyepeken, öreg ártéri ligetekben, fehérenyár (*Populus alba*) csoportokkal tarkított homokpusztákon, illetve erdőfoltokban bővelkedő lápréteken és kaszálókon fordult elő, de ezek hiányában, napjainkban leginkább a mozaikos gyepekkel, extenzív szántókkal, facsoportokkal, öreg magányos fákkal tarkított élőhelyen találja meg az életfeltételeit. Mivel odúban költő faj, fontos számára az öreg fák megléte. Leggyakrabban a fekete harkály (*Dryocopus maritus*) és a zöld küllő (*Picus viridis*) elhagyott odúit foglalja el, de a természetes odvak, illetve a lösz partfalak is megfelelő költőhelyet jelentenek számára. Fontosak a könnyen odvasodó fafajok, hazánkban főleg a fehér nyár, illetve egyéb nyárfajok (*Populus* spp.) jelenléte, a mediterrán országokban ezt leginkább fenyő (pl. *Pinus pinaster*, Spanyolország) és tölgyfajok (*Quercus* spp.) váltják fel (Cramp *et al.*, 1993).

Vártamadár, vagyis egy kiemelkedő ponton ülve les a prédájára, majd hirtelen lecsapva kapja el azt. Leshelyeül szolgálhatnak elszáradt faágak, bokrok, kerítések és sok esetben a villanyvezetékek. A kiülőhelyek magassága és a táplálkozó terület típusa hatással van a szalakóta zsákmányolási sikerére, az alacsonyabb leshelyről sikeresebbek a madarak (Tidmarsh & Di Carrado, 2004). Zsákmányainak nagysága 90,6%-ban 10-30 mm közé esik, 48,4% 10-15 mm és főleg egyenesszárnyúakból (Tettiginidae, Acrididae, Gryllidae, Gryllotalpidae), nagytestű bogarakból (Scarabaeidae, Geotrupidae, Carabidae, Cerambycidae, Silphidae, Lucanidae, Chrysomelidae) állnak, de poloskákat (Pentatomidae, Scutelleridae), hártáásszárnyúakat (Vespidae, Apoidea, Formicidae) és pókokat is elkap (Cramp *et al.*, 1993). Rendszeresen zsákmányol gerinceseket is, elsősorban siklókat és gyíkokat, békákat, az emlősök közül pedig egereket, pockokat és cickányokat. Avilés *et al.*

(2002) vizsgálatai alapján az egyenesszárnyúak jelentették a leggyakoribb prédataxont (75,7%), majd ezt követték a bogarak (12,6%). Bár kisemlősöket ritkán fogyasztottak, azok jelentős biotassza-mennyiséggel járultak hozzá a fiókák táplálékához. Magyarországon Csiki (1905) végzett gyomortartalom elemzést 75 madáron, áprilistól szeptemberig. Eredményei alapján a következő taxonok voltak jelentősek: a *Gryllus* fajok kerültek elő legnagyobb arányban (19,6%), és jelenlétük meghatározó volt az egész időszak alatt (május: 32,4%, szeptember: 34,4%, augusztus: 6%). 8,6%-ban futóbogár fajok (május: 15,4%, szeptember: 26,6%), 8,6%-ban sáskák (júniustól jelentek meg a mintákban, 15,8% augusztusban), poloskák (*Eurygaster*, *Aelia*) 7,4%-ban (48,1% augusztus), szöcskék 3,8%-ban (csúcsuk júliusban volt, még a sáskák előtt), 1,8% aranyos rózsabogár, 1,6% lőtücsök került elő (Cramp *et al.*, 1993). A fiatalok tápláléka nem tért el az öreg madarakétól (Sziij, 1958). Molnár (1998) a fészekanyagban talált maradványok alapján jelentős Coleoptera fogyasztást talált a dél-alföldi mintaterületen. A zsákmányállatok mérete itt is nagyrészt 10-35 mm volt.

A szülők etetési aktivitásával kapcsolatban kevés adat áll rendelkezésünkre. Poole (2006) vizsgálata alapján az aktivitás változik a nap folyamán, a hajnali óráktól 13 óráig a leggyakoribb, bár a későbbi órában is megfigyelhető, továbbá éjszakai etetést is rögzítettek.

Monogám faj, évente egyszer költ május vége és augusztus között. A költési időszak elején figyelhetjük meg jellegzetes bukfencező nászrepülését. A tojásrakási időszak május és június. Fészekalja leggyakrabban 4-5 (2-7) fehér, kerekded tojásból áll. Az átlagos fészekalj-nagyság Lengyelországban 3,59 (Sosnowski & Chmielewski, 1996), Spanyolországban 5,07 (Avilés *et al.*, 1999). A szaporodási siker 1,8 volt a csökkenő lengyel (Sosnowski & Chmielewski, 1996) és 1,5-1,8 észt populációkban (Lüüstep *et al.*, 2011). Ezzel szemben a növekvő állományok esetében ez jelentősen nagyobb: Spanyolországban 3,78 (Avilés *et al.*, 1999), Franciaországban 4,0-5,4 (Poole, 2007), Magyarországon 3,94 és 3,73 (Kiss *et al.*, 2014). A kotlási időszak 18-19 nap (Cramp *et al.*, 1993), 22 nap (Parejo *et al.*, 2010) a fiókanevelés 26-27 nap (Cramp *et al.*, 1993). Az utódok gondozásában mindkét szülő részt vesz (Cramp *et al.*, 1993, Avilés *et al.*, 2011). A kotlás már a teljes fészekalj lerakása előtt megkezdődik, általában a harmadik tojás lerakása után, amely a fiókák aszinkron kelését eredményezi. Mindkét szülő kotlik,

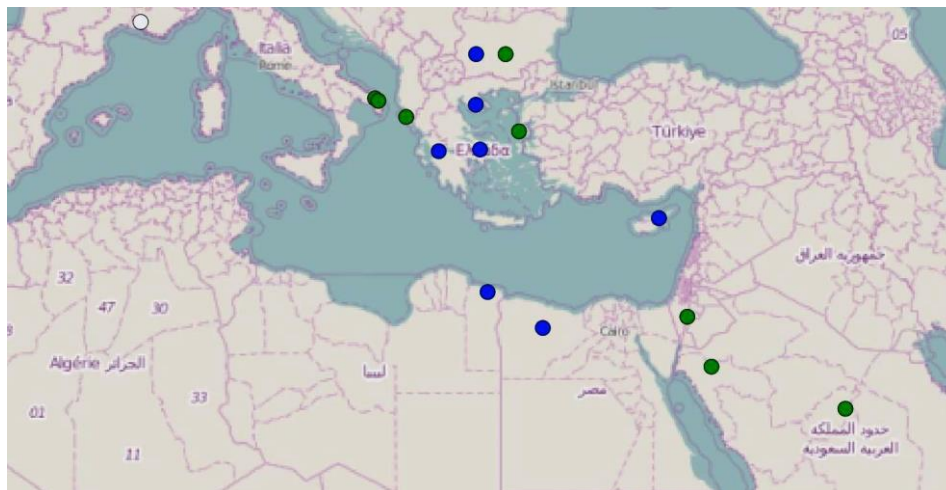
irodalmi adatok alapján a tojó nagyobb részben (Avilés *et al.*, 1999;), de a hazai, a kotlás során végzett befogások alapján ennek az ellenkezőjét találtuk, a megfogott egyedeknek kb. 60%-a hím volt. Az aszinkron kelés következtében a fiókák mérete eltérő a fészekaljban belül. Avilés *et al.* (2011) eredményei alapján nagy fészekalj esetén az idősebb, de rosszabb kondíciót mutató fiókák táplálásába allokálnak több energiát a szülők. Ugyanakkor a tojók feltehetőleg több immunglobulint allokálnak a később lerakott tojásokba, így a fiatalabb fiókák fejlettebb veleszületett immunrendszerén keresztül az egész fészekalj sikeresebb túlélését segíthetik elő (Parejo *et al.*, 2007).



2. kép Fiókák közötti méretkülönbség az aszinkron kelés következtében (nem azonos fészekalj) (Fotó: Kiss Orsolya, 2015)

A költési időszak alatt többnyire szoliter és territoriális (Cramp *et al.*, 1993), de helyenként telepjellegű fészkelése is megfigyelhető (Vaclav *et al.*, 2011). A párok egymáshoz közeli fészkelését odúban költőknél is feljegyezték, ami átlagosan 80-500 m (Cramp *et al.*, 1993), a legkisebb leközlött távolság 14 m (Butler, 2001). Bár az európai állomány csökkenéséért elsősorban a költő- és táplálkozó terület megváltozását, eltűnését teszik felelőssé, nem zárható ki, hogy a telelőterületek, illetve a vonulási útvonalakon is jelentős negatív hatások érik. A szalakóta teljes elterjedési területén vonuló. A hazai populáció pontos telelőterületeinek felderítése jelenleg is zajlik, a magyar gyűrűs madarak külföldi megkerülései (Románia, Bulgária, Görögország, Líbia, Egyiptom) alapján az állomány a

Balkán-félszigeten keresztül DK felé vonul, és valószínűsíthető a tavaszi hurokvonulás, amely során a szalakóták az Arab-félsziget felé kerülve térnek vissza a Kárpát-medencébe (2. ábra).



2. ábra Szalakóta külföldi megkerülések a vonulási útvonalakon: tavasz (zöld) és őszi (kék) (1931-2014 (adatok: MME Madárgyűrző Központ (Tringa))

Az utóbbi években a GPS jeladók és geolokátorok használatának köszönhetően megtörtént a nyugati populációk vonulási útvonalának és telelőterületének feltérképezése (Catry *et al.*, 2014; Emmenegger *et al.*, 2014; Rodríguez-Ruiz *et al.*, 2014). Az ibériai és franciaországi egyedek adatai alapján a Száhel övezet és a Csád-tó környéke fontos pihenő és táplálkozó területet jelent a szalakóták számára a vonulás során, telelőterületük pedig Angola, Botswana és Namíbia területére esik. Kelet-közép európai állományok esetében még nem végeztek ilyen részletes vizsgálatokat, geolokátorral jelölt madarak (Litvánia, Ausztia, Montenegro) alapján a vonulási útvonal keletebbre húzódik és a telelőterületük is kis mértékben fed csak át a nyugati populációkkal (Finch *et al.*, 2015). Ukrajnában a szalakóta vonulási intenzitása a nyugati és északi területen csökkent (Grishchenko, 2001).

A szalakóta Magyarországon fokozottan védett. A Természetvédelmi Világszövetség (IUCN) vörös listáján a nem veszélyeztetett (Least Concern) kategóriába tartozik 2015-től. Az EU Madárvédelmi Irányelvének I. függelékében, a Berni-egyezmény II. és a Bonn-i egyezmény I. függelékében szerepel.

3.2 Kutatási terület

A vizsgálatokat két dél-alföldi területen végeztük (3. ábra). Az egyik terület a Baksi-pusztá volt (46°32'N; 20°03'E), a Pusztaszeri Tájvédelmi Körzet részét képező, fokozottan védett gyepterület. Kiterjedése kb. 4000 ha, elsősorban szikes vegetáció jellemzi, szórványosan megmaradt löszgyep foltokkal. A szalakóta természetes élőhelyeit eredetileg olyan területek jelentették, ahol a gyepek mellett öreg, magányos fák vagy erdőfoltok is megtalálhatóak voltak (Szijj, 1958). Jelenleg a Baksi-pusztáról azonban szinte teljesen hiányoznak a szalakóta számára fészkelésre alkalmas fák, erdőfoltok, ezért is kezdődött meg a mesterséges odúk kihelyezése többek között erre a területre 1990-ben (az odúk paraméterei: magasság: 30 cm, szélesség: 20x20 cm, bejárat nyílás átmérője: 6 - 6,6 cm) és napjainkban is folytatódik a szükséges cserékkel párhuzamosan. A mesterséges fészkelőhely biztosításával a terület költésre alkalmassá vált számukra. A Baksi-pusztán összesen 80 odú működött a vizsgálati időszak alatt, amelynek 57-61%-t foglalták el a szalakóták. A mesterséges odúkat itt minden esetben fára helyeztük, nagyrészt fehér akácra (*Robinia pseudoacacia*) és különböző nyárfajokra. Ezen a területen a szalakóták denzitása 2009-ben, illetve 2010-ben 0,255 és 0,235 pár/10 ha volt.

a,



b,



3. ábra A vizsgálati területek és a mintavételi pontok (a) Szatymaz-Balástya (b) Baksi-pusztá

A második vizsgálati terület a Szatymaz és Balástya települése mellett elhelyezkedő mozaikos élőhely-komplex volt, amelyet mezőgazdasági területek közé

ékelődött gyepfoltok jellemeznek (46°24'N; 19°57'E). A teljes terület 23%-át gyepfoltok, 3%-át extenzív mezőgazdasági kultúrák és 4%-ban pedig faültetvények alkották, de a legnagyobb részt (53%) a szántóterületek tették ki. A gyepfoltok átlagos nagysága $13,7 \pm 4,2$ SE ha volt. A mesterséges odúk kihelyezése erre a területre 1988-ban kezdődött (Molnár, 1998). A vizsgálati időszak alatt összesen 65 odú volt hozzáférhető a madarak számára és körülbelül 45%-át foglalták el szalakóták. Az odúkat itt is fákra (magányos fákra és fasorokra), illetve középfeszültségű oszlopokra helyeztük ki. A költő szalakóta populáció denzitása ezen a területen 2009-ben és 2010-ben 0,32 és 0,362/10 ha volt. A mesterséges fészkelőhelyek mennyiségén ezen a területen sem változtattunk a vizsgálat ideje alatt és ezen a területen sem volt ismert természetes odúban költő pár. A mesterséges odúban költő szalakóta pároknak a csókán (*Corvus monedula*) kívül nem volt kompetitora a területen, amely egy odúban költött. A füleskuvik (*Otus scops*) és a seregély (*Sturnus vulgaris*) is rendszeres költőfaj ezekben az odúkban, de a szalakóta minden esetben erősebb kompetitornak bizonyult ezen fajokkal szemben. Korábban megfigyelték a kék vércse (*Falco vespertinus*) költését is szalakóta odúban a Baksipusztán, de a vizsgálat két évében erre nem volt példa. A kutatást 2009-ben és 2010-ben végeztük a szalakóták költési időszaka alatt (április végétől augusztus elejéig). A táplálékkínálat felmérését csak az első évben végeztük el.

3.3 Táplálékkínálat felmérés – Ízeltlábú abundancia

2009-ben a szatymazi területen 14 foltban, a baksi területen pedig 12 foltban vizsgáltuk a szalakóták táplálékkínálatát (3. kép a-b). Minden vizsgálati foltot egy szalakóta pár territóriumán belüli gyepfolton helyeztünk el (átlagos territórium méret 4,83 ha, Molnár, 1998). A rövid fűvű pusztai élőhelyek kiváló táplálkozóhelyet jelentenek az olyan vártamadarak számára, mint a szalakóta és a kis őrgébics (Lovászi *et al.*, 2000), a fák és elektromos vezetékek pedig megfelelő kiülőhelyeket biztosítanak. Territóriumonként egy vizsgálati foltot használtunk, hogy elkerüljük a pseudoreplikációt. A mintavételi helyeket a mesterséges odúk 150 m-es körzetében jelöltük ki, mivel spanyol vizsgálatok alapján a szalakóta jellemzően 165-170 m sugarú körben zsákmányol a költési időszak alatt (Avilés *et al.*, 2000c).

Bár a szalakóta alkalmanként zsákmányol gerinceseket, elsősorban a talajon mozgó gerinctelenekkel és repülő rovarokkal táplálkozik (Cramp *et al.*, 1993; Avilés &

Parejo, 2002). Az ízeltlábú mennyiség és a potenciális zsákmánydiverzitás felméréséhez talajcsapdákat és fűhálót használtunk. Minden mintavételi pontban 5 darab 65 mm-es talajcsapdát helyeztünk el egy vonalban, egymástól 1-1 m távolságra. Ölőanyagként etilén glikolt (30-50%) használtunk. A territóriumokon belül három transzektben fűhálóval is felmértük a potenciális zsákmányállatok mennyiségét. A fűhálózást jó időjárási körülmények között végeztük (15 Celsius fok felett, szélmentes időben, a Beaufort skála kettes értéke alatt). A talajcsapdák két hétig működtek a szalakóták fiókanevelési időszaka alatt június 16 és július 20 között, így végül összesen két talajcsapda és három fűháló mintát kaptunk. A szalakóták általában 1 cm-nél nagyobb állatokkal táplálkoznak (Cramp *et al.*, 1993), ezért a további elemzésekhez az 1 cm-nél nagyobb egyedeket válogattuk ki a mintából. Család szintig határoztunk, majd a szárítást (72 óra, 60°C) követően lemértük a biomasszájukat (0,001 g pontossággal). (6. a-b táblázat a meghatározott ízeltlábú taxonok).

3.4 Költségi paraméterek és etetési viselkedés

Az odúkat április végétől augusztus elejéig – a teljes költségi időszak alatt – hetente ellenőriztük. Ha az első ellenőrzéskor a fészekalj nagyobb volt, mint egy vagy két tojás, akkor újra ellenőriztük azt a következő 1-2 napban. Ha a fészekalj már teljes volt, ebben az esetben az első fióka kikeléséig 4-5 naponta ellenőriztük a fészket. Ennél a fajnál a kotlás már az utolsó tojás elrakása előtt megkezdődik (Cramp *et al.*, 1993). A tojásrakás kezdetének meghatározásához a kotlási időszakot 18 napnak tekintettük, a tojások lerakása közötti időszakot pedig egy napnak (Cramp *et al.*, 1993). Kiszámítottuk továbbá a kelési sikert (a teljes fészekalj hány százaléka kelt ki), illetve a kirepülési sikert (kikelt fiókák hány százaléka repült ki). A 20-23 napos kort elért fiókákat tekintettük kirepült fiókának, mivel a kirepülés idő a fajnál 26–27 (25–30) nap (Cramp *et al.*, 1993). A költségi paraméterek közül meghatároztuk még a szaporodási sikert, ami a kirepült fiókák számát jelentette azoknál a pároknál, amelyek legalább egy tojást raktak.

Az etetési gyakoriságot és a fiókáknak hordott zsákmány összetételének vizsgálatához kamera felvételeket készítettünk. (Sony DCR-HC53E kamera). A kamerát az odútól körülbelül 5 m-re helyeztük el, majd 5-10 perc hozzászoktatás után indítottuk el felvételt. Egy órás időintervallumokat rögzítettünk ($64,7 \pm 1,1$ SE) reggel 6 és 12 óra között, mivel Poole (2006) vizsgálatai alapján az etetési aktivitás nem változik jelentősen ebben az

időszakban. Az etetési időszak alatt kétszer készítettünk felvételeket, az elsőt az etetési időszak első harmadában, a másodikat pedig a harmadik harmadban.

3.5 A fiókák táplálék-összetétele

A táplálékkínálatot a fentebb ismertetett módszerrel gyűjtött adatok alapján határoztuk meg. A szalakóta fiókák táplálék-összetételének megállapításához részben a korábban leírt módon készített videofelvételeket és a fészekanyag tartalmát használtuk. Korábbi vizsgálatok alapján az odúban maradt táplálékmaradványok megfelelőek a szalakóta fiókák táplálék-összetételének megállapításához (Avilés *et al.*, 2002; Tidmarsh, 2003; Molnár, 1998; Cramp *et al.*, 1993), ezért mindegyik területről 10-10 odú tartalmát gyűjtöttük be a költési időszak végén. Az egyes taxonokhoz tartozó egyedek számát Tidmarsh (2003) alapján állapítottuk meg.

3.6 A természetes odúban költő egyedek felmérése

A természetes költőhelyet használó szalakóta párok mennyiségének és elterjedésének felméréséhez territórium térképezést végeztünk 2010-ben Csongrád (N46° 25' 35.25"; E20° 14' 05.75") és Bács-Kiskun megye (N46° 34' 01. 59"; E19° 22' 42.17") területén. Mivel a szalakóta egy feltűnő színezetű, közepes méretű vártamadár, a felmérés során azt a tulajdonságát használtuk ki, hogy vadászat közben olyan jól látható pontokat használ kiülőhelynek, mint például az elektromos vezetékek, kerítések, száraz ágak. A felmérés során kétszer mértük fel a területet, először a költési időszak elején (május 10 és 20 között), majd a költési szezon közepén (június 10 és 20 között), mielőtt a fiókák kirepültek. A felméréshez távcsövet és teleszkópot használtunk. Emellett a kihelyezett mesterséges odúkat is kétszer ellenőriztük (május 20 –június 10, valamint június 10 és július 20 között). A szalakóta költőpopulációk denzitása régióként eltérő Európában. Václav *et al.* (2011) eredményei alapján Spanyolországban az átlagos denzitás 6,53 pár/100 m volt, ahol a madarak főleg hidak tartószerkezetében költöttek (0,61/100m, illetve 0,47 pár/100m a többi területen). Ilyen sűrűséget a Kárpát-medencéből nem írtak le. Itt ugyanis a szalakóták csak ritkán költenek épületekben és löszfalakban, amely lehetővé tenné az aggregációt. A jó minőségű táplálkozó területet, mint például egy frissen kaszált gyepterület, azonban több egyed is használhatja egyszerre (személyes megfigyelés). A szalakóták a fészek 50- 100 m sugarú környékét védik (Cramp *et al.*, 1993), azonban a táplálkozó területek és a költőhely távolsága igen változó nagyságú lehet. Avilés és Parejo (2004) ezt

átlagosan 170 m-nek találta, de Cramp *et al.* (1993) nagyobb távolságokat is leírt (0,5-1 km), vagy kivételesen akár még nagyobb is lehet. A vizsgálati területünkön végzett korábbi felmérés alapján az átlagos territórium méret 4,8 ha (kb. 125 m; Molnár, 1998). A párok számának meghatározásához a megfigyelések és a foglalt odúk térképét használtuk fel. A fent említett irodalmi adatok alapján, a jelen vizsgálatban az feltételeztük, hogy a madarak az odú 1 km-es körzetét használják táplálékszerzésre. Ezért azokat az egyedeket tekintettük természetes odúban költőnek, amelyek legalább 1,5 km távolságra voltak a foglalt odúktól. Egy párnak tekintettük azokat az egyedeket, amelyeket 500 m-en belül figyeltük meg, hogy elkerüljük a költőállomány túlbecslését. Természetesen ez alól kivételt képeztek azok az esetek, amikor két bizonyítottan foglalt odú egymáshoz 500 m-nél közelebb esett.

3.7 Felszínborítási adatok

A szalakóta megfigyelések, a foglalt és nem foglalt odú koordinátáit térinformatikai program segítségével ábrázoltuk (Quantum GIS 1.8.0). Elemeztük a szalakóta territóriumainak élőhely szerinti összetételét (természetes költés: 22, foglalt odú: 27, üres odú: 16), hogy megállapítsuk mely tényezők befolyásolják a szalakóták előfordulását. Az élőhely összetételét az előfordulási pontok 1 km sugarú körzetében vizsgáltuk meg (minden mintavételi folt 3,14 km² területű volt). Az átfedő területeket kizártuk az elemzésből. Az élőhely összetételre vonatkozó adatokat a CORINE 50 Felszínborítás (2006) adatbázisból Quantum GIS 1.8.0. használatával kaptuk meg. Tizennégy felszínborítás-típust választottunk ki, amelyek potenciálisan hatással lehetnek a szalakóta élőhelyválasztására (1. táblázat).

1. táblázat. A CCA ordinációban használt változók

Változó	Leírás (CORINE kódok)	Átlag (tartomány)
ARA1	Nagytáblás szántók (2111)	20,4 (0-96)
ARA2	Kistáblás szántók (2112)	31,2 (0-79)
VINE	Szőlő (221)	1,02 (0-38,3)

Változó	Leírás (CORINE kódok)	Átlag (tartomány)
FARM	Tanyák (24222)	4,2 (0-21,6)
COMP	Komplex művelésű területek (242)	2,6 (0-40,7)
HET1	Mezőgazdasági területek túlsúlyban szántókkal és jelentős természetes vegetációval (2431)	0,19 (0-3,17)
HET2	Mezőgazdasági területek legelőkkel, állandó kultúrákkal és szórt természetes vegetációkkal (2432,2433,2435)	0,35 (0-7,2)
FOR1	Lombhullató erdők (311)	3,1 (0-24,4)
FOR2	Elegyes erdők (313)	0,7 (0-12,8)
FOR3	Fiatalos erdők és spontán erősödő és cserjésedő területek (324)	1,6 (0-21,3)
MARS	Mocsarak (411)	4,3 (0-26,2)
GRA1	Fás természetes gyepek és legelők (2311, 3211)	1,5 (0-12,4)
GRA2	Fátlan természetes gyepek és legelők (2312, 3212)	21,3 (0-87,7)
ALKA	Ritkás növényzet szikes területen (3333)	0,41 (0-8,6)
MSI	Alaki index középértéke	8,27 (1,32-39,6)
SH	Shannon-féle diverzitás index	1,25 (0,19-2)
SIMPS	Simpson-féle diverzitás index	0,63 (0,08-1,4)

Ha többféle térskálát használunk a madarak előfordulási mintázatának vizsgálatához, akkor egyrészt különböző eredményeket kaphatunk, másrészt segítséget nyújthatnak jobb modellek megalkotásában (Morelli *et al.*, 2013; Sánchez-Zapata & Calvo, 1999; Schindler *et al.*, 2013). A szalakóták jelenlét - hiány adatait használtuk fel ahhoz, hogy meghatározzuk milyen tényezők befolyásolják előfordulásukat természetes körülmények között, mesterséges odúk biztosítása nélkül. Az előfordulási mintázat és a környezeti változók elemzését két térskálán végeztük el (5×5 km és 10×10 km UTM háló).

A CORINE felszínborítás (CORINE 50 Land Cover 2006) adatait használtuk fel a szántók, gyepek, heterogén mezőgazdasági és állandó művelésű területek valamint a lombhullató erdők borításának meghatározásához (2. táblázat). Nem csak az élőhelyek összetételét vizsgáltuk meg, hanem különböző, a táj struktúráját leíró változókat is alkalmaztunk, mint a diverzitás indexek (Shannon, Simpson, dominancia és egyenletesség), a fragmentációs metrikák (tájfelosztottsági index, felszabdaltsági index, effektív hálóméret), valamint a szegélyek mennyisége és a forma elemzés. A struktúrát

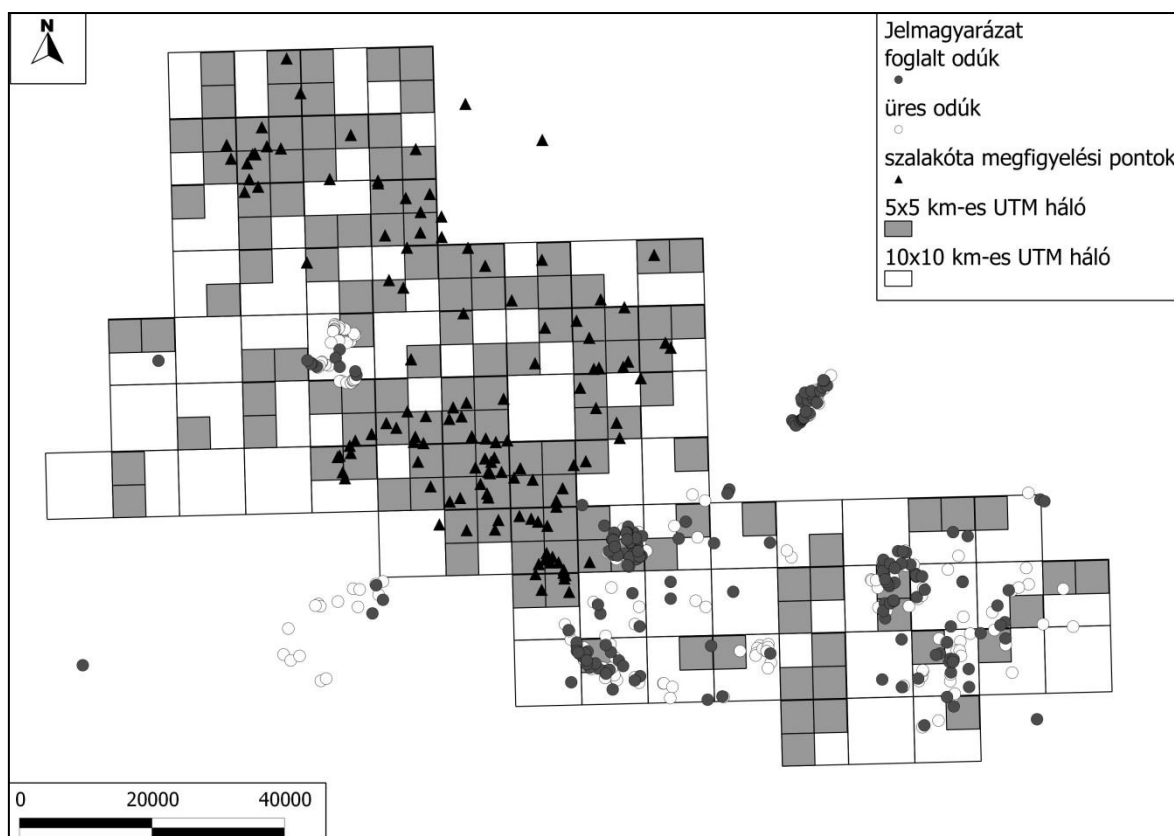
leíró indexek kiszámításához az ArcGIS V-late (vector-based landscape analysis tool) programcsomagját használtuk (V-late 1, extension for ArcGis 9, ESRI, Redlands, USA) (2. táblázat).

2. táblázat. A logisztikus regresszióhoz használt magyarázó változók leírása és jellemző statisztikai (átlag és terjedelem)

Változók	Leírás (CORINE kód)	Átlag (tartomány)	
Tájstruktúra:		5x5 km	10x10 km
ARABLE	Szántók (211)	50,4 (0-100)	54 (11-97)
GRASS	Legelők és természetes gyepek (231,321)	13,3 (0-92,3)	14,4 (0-41)
HETER	Heterogén mezőgazdasági területek (242, 243)	7,1 (0-38,3)	6,2 (0-36)
FOREST	Lomberdők (311)	10,2 (0-55)	7,4(0-50)
FEDGE	Lomberdők kerülete	17975 (0-63168)	47855 (0-174493m)
HETPATCH	Heterogén agárterület foltok száma (242,243)	4,29 (0-17)	10,2 (0-39)
NARABL	A szántó foltok száma	4,38 (0-20)	7,34 (1-26)
NGRAS	Gyepfoltok száma	5,07 (0-16)	12,8 (0-26)
NP	Összfoltszám	21,9 (1-46)	59,9 (6-129)
CLCTYPE	A felszínborítás kategóriák száma	8,33 (1-14)	11,3 (3-17)
MARSH	Mocsaras területek (411)	1,2 (0-31,8)	1,29 (0-29)
PERM	Állandó kultúrák (szőlők, gyümölcsösök) (222)	3,55 (0-48)	4,18 (0-52)
NATGRAS	Természetes gyepek (321)	3,24 (0-61)	4,39 (0-29)
MPS	Átlagos foltméret	2041284 (521399-24594093)	2987068 (775530-16680260)
MSI	Alaki index középértéke	1,84 (1,3-1,35)	1,93 (1,43-2,25)
MFRACT	Fraktáldimenzió középértéke	1,29 (1,16-1,35)	1,29 (1,24-1,35)
MPAR	Kerület-terület arány középértéke	0,13 (0,001-0,09)	0,3 (0,005-0,78)
ED	Szegélysűrűség (m/ha)	53,8 (8,07-91,6)	45,4 (8,1-77,9)
TE	Teljes szegélyhossz (m)	131854 (19838-219614)	454146 (81001-779975)
DIVISION	Tájfelosztottsági index	66,8 (0-96)	67,8 (5,9-98)
SPLIT	Felszabdaltsági index	5,66 (1-25)	8,85 (1,06-51,6)
MESH	Effektív hálóméret (ha)	813,4 (95,9-2459,4)	3221 (193,9-9418,9)
SH	Shannon-féle diverzitás index	1,32 (0-2)	1,37 (0,15-2,29)

Változók	Leírás (CORINE kód)	Átlag (tartomány)	
Tájstruktúra:		5x5 km	10x10 km
SIMP	Simpson-féle diverzitás index	0,4 (0-0,87)	0,58 (0,06-0,88)
D	Dominancia	0,4 (0,13-1)	0,41 (0,12-0,94)
EVEN	Egyenletesség	0,53 (0,19-1)	0,44 (0,19-0,77)

A foglalt és nem foglalt odúk, valamint a szalakóta megfigyelések számát UTM négyzetenként összesítettük. A kisebb (5×5 km) térskálán 68 db négyzet tartalmazott szalakóta megfigyelést és további 70 random üres négyzetet választottunk ki az elemzéshez. A nagyobb térskálán (10 × 10 km) az összes felmért négyzet adatait felhasználtuk az elemzéshez (foglalt n = 33, üres n = 46) (4. ábra).



4. ábra. A szalakóta megfigyelési pontok, foglalt és üres odúk elhelyezkedése a felmért területen

3.8 Diszperzió

A szalakóták területhűségének vizsgálatához az 1930 és 2015. szeptember közötti, a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Gyűrűzőközpontjába bekerült fogás és

megkerülési adatokat használtuk fel. A szalakóta színes gyűrűs jelölése 2009-ben kezdődött színekombinációkkal (három színes és egy fém gyűrű), majd 2010-től 3 karakterből álló (2 betű és egy szám) gyűrűket használunk Magyarországon. Az adult madarakat a kotlási időszak alatt jelöltük, a fiókákat pedig kirepülés előtt. A megkerülési adatokban a gyűrű (színes vagy fém ornitológiai) leolvasása, a visszafogás, illetve a sérülten vagy elpusztulva talált egyedek adatai szerepelnek (3. táblázat). A diszperziós távolságok meghatározásához a MME Madárgyűrűzési Központ által megadott távolságokat használtuk. A színes gyűrűzés koordinálásában nemzeti koordinátorként személyesen is részt vettem. Kifejlett madárnak tekintettem az odún kotlás közben megfogott 2+, illetve 2y korú egyedeket (66 elmozdulás, 57 egyedtől), amelyek közül 59 esetben tudtunk meghatározni a nemet (37 hím és 22 tojó). A születési diszperzió két csoportot alakítottunk ki. Az egyikbe a pullusként gyűrűzött és következő évben 2y korú egyedként megkerült madarakat (54 db adat) soroltuk, a másik csoportba az összes fiókaként gyűrűzött és később megkerült egyed (141 db adat) került.

3. táblázat A területhűség és diszperzió vizsgálatához felhasznált megkerülés adatok időszakonként megoszlása

Év	Kézrekerülés	Megfigyelés	Visszafogás	Összesen
1951	1			1
1981			1	1
1995	1			1
1996	1			1
1999	2			2
2005	4		1	5
2006	1			1
2007			1	1
2008	1	1	3	5
2009	2	1		3
2010	2		2	4
2011		2	2	4
2012	1	14	11	26
2013	8	7	24	39
2014	3	9	43	55
2015	2	17	39	58
Összesen	29	52	127	207

3.9 Mesterséges odúk kihelyezésének tapasztalatai

3.9.1 A kutatási terület és az odúkihelyezés

A új odúk kihelyezését Csongrád (N46° 25' 35.25"; E20° 14' 05.75") Bács-Kiskun (N46° 34' 01. 59"; E19° 22' 42.17") megyében végeztük. Ez a terület a magyarországi szalakóta populáció egyik magterületének tekinthető, de itt is jelentősen csökkent az állomány az 1970-es és 80-as években (Haraszthy 1984). A Dél-Alföldön a mesterséges odú kihelyezési program 1988-ban kezdődött és 2010-ben a két megyében költő 407 pár 52%-a költött mesterséges odúban, Csongrád megyében azonban a populáció nagy része függött az odúktól (Kiss & Tokody, 2010). A jelen kutatásban vizsgált odúkat 2010 ősszel és 2011 kora tavasszal helyeztük ki a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület és a Kiskunsági Nemzeti Park közös projektje keretében (HUSRB IPA CBC PROJECT (HU-SRB 0901/122/120), így a 2011-es költési időszakban már mindegyik hozzáférhető volt a szalakóták számára.

Mindegyik új kihelyezett odú megegyező méretű volt (magasság: 40, szélesség 30, mélység: 25). A kihelyezés során a következő paramétereket vettük fel: a bejárat nyílás iránya (É, ÉK, K, DK, D, DNY, NY, ÉNY), az odú magassága és az odú tartóhelye (oszlop, fa). A kihelyezést követően 2011 és 2014 között ellenőriztük az odúk foglaltságát. Egy odút akkor tekintettünk foglaltnak, ha tojásokat vagy fiókákat találtunk a fészekben. A predáció miatt tönkrement fészkeket szintén rögzítettük. A foglaltságokat legalább egyszer, júniusban vagy júliusban ellenőriztük.

3.9.2 Tájösszetétel, legközelebbi szomszéd és fajtárs denzitás

Az elemzéshez a táj felszínborítás összetételét, a legközelebbi szomszéd távolságát, illetve a szalakóta költőpárok denzitását használtuk fel. Az odú 1 km-es körzetében számoltam ki a szalakóta számára fontos élőhelyek százalékos borítását, amelyhez ismét a CORINE 50 felszínborítás adatait használtam (Quantum GIS 1.8.0). Mivel a fészkelőhelyeket az odúk jelentették, ezért a tipikus táplálkozó területek, mint a gyepek, komplex művelésű területek, kis-és nagytáblás szántó, valamint a gyümölcsösök borítását használtuk fel az elemzéshez. (3. táblázat). A fentebb leírt módon 2010-ben gyűjtött territórium térképezési és odúfoglalási adatokat használtuk a szalakóta populáció kiindulási denzitásának és térbeli elhelyezkedésének meghatározásához. A denzitást az új kihelyezés

10 km-es körzetében lévő foglalt odúk száma alapján határoztuk meg. (4. táblázat). A legközelebbi szomszéd távolságát a Quantum GIS térinformatikai programmal számoltuk ki (Quantum GIS 1.8.0).

4. táblázat A magyarázó változók és leíró statisztikáik (átlag és SE).

Változók (rövid név)	Leírás	Átlag \pm se
Orientáció	A bejárat nyílás iránya	É (8,3%), ÉK (9,1%), K (13,6%), DK (15,2%), D (14,4%), DNY (7,6%), NY (16,6%), ÉNY (15,2%)
Magasság	Az odú kihelyezésének magassága	4,3 \pm 0,07
Tartó	Az odú helye	oszlop (55,3%), fa (44,7%)
NATMIN	A legközelebbi természetes odúban költő pár	14765 \pm 1345
OCCMIN	A legközelebbi mesterséges odúban költő	5195 \pm 442
NUMOCC	A foglalt mesterséges odúk száma 10 km-es körzetben 2010-ben	14,3 \pm 1,15
Nagyábrás szántók	Nagyábrás szántók területe (CLC kód: 2111)	9,7 \pm 1,5
Kistábrás szántók	Kistábrás szántók területe (CLC kód: 2112)	29,9 \pm 2,01
Gyümölcsösök	Gyümölcsösök területe (CLC kód: 222)	0,56 \pm 0,19
Gyepek	Gyepek területe (CLC kód: (231+321))	25,6 \pm 1,83
Komplex művelésű területek	Komplex művelésű területek (CLC kód: 242)	10,4 \pm 1,69

3.10 Statisztikai analízis

3.10.1 Táplálékkínálat és hatása a szaporodási sikerre

Az elemzésekhez négy statisztikai modell használtunk (1) az első lineáris modell azt írja le, hogy a költési paraméterek (etelési ráta, az első tojás lerakásának időpontja és fészekalj méret), mint kovariánsok és az élőhely típusa, mint fix faktor hogyan befolyásolják a szaporodási sikert (függő változó). Multi-model inferenciát használtunk a két modell összehasonlításához; az első az egyszerű modellhatás volt, míg a második változóként a fészekalj méret-nagyságát használtuk korrekcióként a diszperziós paraméterhez (Bolker *et al.*, 2009). (2) A második modell azt vizsgálta, hogy a költési paraméterek hogyan

befolyásolták az etetési rátát. Az első modell az egyszerű modellhatás volt, még a második esetben a lineáris prediktort a fészekalj mérettel korrigáltuk. (3) A további modellekkel a szaporodási siker és a táplálékforrások közötti kapcsolatot vizsgáltuk. Összesen négy modellt használtunk. Ezekben a modellekben a szaporodási siker volt a függő változó, prediktorokként pedig a táplálékforrások (egyenesszárnyúak, bogarak és a teljes zsákmány abundancia) és azok élőhelytípusokkal való interakcióját használtuk. (4) A táplálékkínálat (egyenesszárnyú, bogár és a zsákmány teljes abundanciája), az élőhelytípus és csapdázási módszer közötti kapcsolat feltárásához három modellt (argument model) használtunk, hogy elkerüljük a kollinearitást.

Általánosított lineáris modelleket (Gaussian error term) használtunk a függő és a magyarázó változók közötti kapcsolatok felderítése. A szaporodási sikert (függő változó) arc sinusz tranformációt, míg az etetési rátát és a táplálékforrást leíró változókhoz $\log(x+1)$ tranzformációt alkalmaztunk (c.f. Bolker 2009). Az elemzéseket R 3.0.1.-ben végeztük, a MuMIn csomag segítségével (MuMIn for multi-model inference (Barton 2013)). A modell paramétereit multimodel inferenciával vizsgáltuk (Burnham and Anderson 2002), hogy leírjuk a magyarázó változó hatását a függő változóra. A modellszelekcióhoz minden magyarázó változó esetében Akaike információs kritériumot (AIC) használtunk (Burnham & Anderson 2002).

3.10.2 Táplálékpreferencia és mérése

A szalakóta táplálékpreferenciájának meghatározáshoz Savage indexet használtunk, $w_i = U_i / D_i$, ahol U_i az adott taxon aránya a táplálékban és D_i az adott taxon aránya a kínálatban (Savage, 1931). Az index értékei 0-tól (maximális negatív szelekció) a végtelenig terjed (maximális pozitív szelekció), a 1 érték a szelekció hiányát jelöli. A szignifikancia-szint megállapításához minden taxon esetében a $(w - 1)2 / se(w_i)^2$ statisztika értékét vetettük össze a χ^2 eloszlás megfelelő értékével ($df = 1$), ahol a w a Savage-index értéke az adott taxonra, $se(w_i)$ az index standard hibája. $[se(w_i)]$ az index standard hibájának a $\sqrt{[(1 - D_i)/(u + D_i)]}$ alapján megadott értéke. A különböző módszerekkel kapott zsákmányösszetétel összehasonlításához nem parametrikus tesztek használtak.

3.10.3 A táj összetételének és struktúrájának hatása a szalakóta előfordulására

A kanonikus korrespondencia analízist (canonical correspondence analysis (CCA)) alkalmaztuk a táj összetételének és struktúrájának a szalakóta előfordulására kifejtett hatásának vizsgálatára. Az ordinációhoz a CANOCO 4.5 programot használtuk (Lepš & Šmilauer 2003). A foglalt/ nem foglalt odúk és a természetes költő párok territóriumainak élőhely összetételére a Corinne felszínborítás adatokat használtuk fel. A környezeti változók (*environmental variables*) a Shannon és Simpson-féle diverzitás és az alaki index középértéke (MSI) voltak.

5x5 és 10x10 km-es skálán a szalakóták a foglalt odúk 1,5 km-es körzetén kívül eső jelenlét-hiány adatait, – mint bináris változókat – használtuk fel az elemzéshez. A szalakóta előfordulását befolyásoló faktorok azonosításához autologisztikus regresszió elemzést végeztünk (Augustin *et al.*, 1996) (2. táblázat). Előzetesen elvégeztük a változó korrelációs elemzését (Pearson korreláció), és korreláló változó közül ($r > 0,5$) csak egyet használtuk fel a modellhez. Az így kapott változók voltak a független változók a modellben és az UTM hálók alapján a szalakóta előfordulási adatok képezték a bináris függő változót. Az elemzéshez a SAM 4.0 verziójú programot használtuk. (Rangel *et al.*, 2010). A bináris logisztikus regresszió ennek a térbeli verziójánál a független változókhoz az „autokovariáns” is hozzáadásra került (lásd a változók listáját a 2. táblázatban). Mind a két térskálán Akaike-féle információs kritériumot (AIC), használtuk a modellek rangsorolásához és a legjobb modell kiválasztásához (*'best approximating' models*) (Burnham & Anderson, 2002).

3.10.4 Diszperzió

A diszperziós távolságok összehasonlítására nem-paraméteres tesztek alkalmaztunk (SPSS 22 verzió).

3.10.5 Odúfoglalás

Lineáris modelleket használtunk, hogy meghatározzuk milyen hatása van a környezeti változóknak, a fajtársak jelenlétének és az odú jellemzőinek (orientáció, hova mire lett kihelyezve) a foglaltsági rátára. Két modellt használtunk: (i) ahol a függő változó a "ad hoc foglaltság" volt, ami bináris változóként a maximális potenciális használhatóságát adja

meg az új odúknak (legalább egyszer foglalt volt a vizsgálati időszak 4 éve alatt). Az elemzésekhez bináris logisztikus regressziót alkalmaztunk (nominális regresszió). Kétféle modellt alkalmaztunk: a „full model” minden faktor és kovariánst tartalmazott, még a „best model”-ben a nem szignifikáns faktorok és változók nem szerepeltek. Mind a *forward* és a *stepwise forward* eljárási módot alkalmaztuk, de mivel eredményük azonos volt, így a “ *forward*” eljárás eredményei kerültek a táblázatba. (ii) Az általánosított lineáris modell segítségével határoztuk meg a korábban bemutatott változók hatását az odúfoglaltság tartósságára, mint függő változóra (Multinomiális modell, kapcsolati (link) függvény: logit; SPSS 22. verzió). Itt is kétféle modellt alkalmaztunk, a modellszelekcióhoz Akaike-féle információs kritériumot (AIC) használtunk. Az ábrák szintén az SPSS programmal készültek.

4 Eredmények

4.1 Táplálékkínálat és költési paraméterek különböző élőhelyeken

Hasonló fészekalj-méretet találtunk mind a két vizsgálati területen (átlagos fészekalj-méret a pusztán $3,94 \pm 0,98$ se a szatymazi területen $3,72 \pm 1,22$ se volt (Mann–Whitney U teszt, $U_{83,54} = 2030,0$, $p = 0,42$). A kelési siker (81% a Baksi-pusztán és 85% a szatymazi területen $U_{72,51} = 2065,0$, $p = 0,95$) és a kikelt fiókák száma ($3,27 \pm 1,57$ se a Baksi-pusztán és $3,26 \pm 1,59$ se a szatymazi területen) szintén hasonló volt a két területen $U_{77,54} = 1661,0$, $p = 0,35$). A kirepülési siker (a kikelt fiókák hány százaléka repült ki) a korábbi költési paraméterekhez hasonló eredményt adott (82,9% and 90% a Baksi-pusztán és Szatymazon). Egyedül a szaporodási siker különbözött a két terület között (a tojások hány százaléka repült ki azoknál a pároknál, amelyek legalább egy tojást raktak) és a Szatymazi területen volt nagyobb, mint a pusztai élőhelyen ($U_{68,49} = 1428,5$, $p = 0,16$; 5. táblázat).

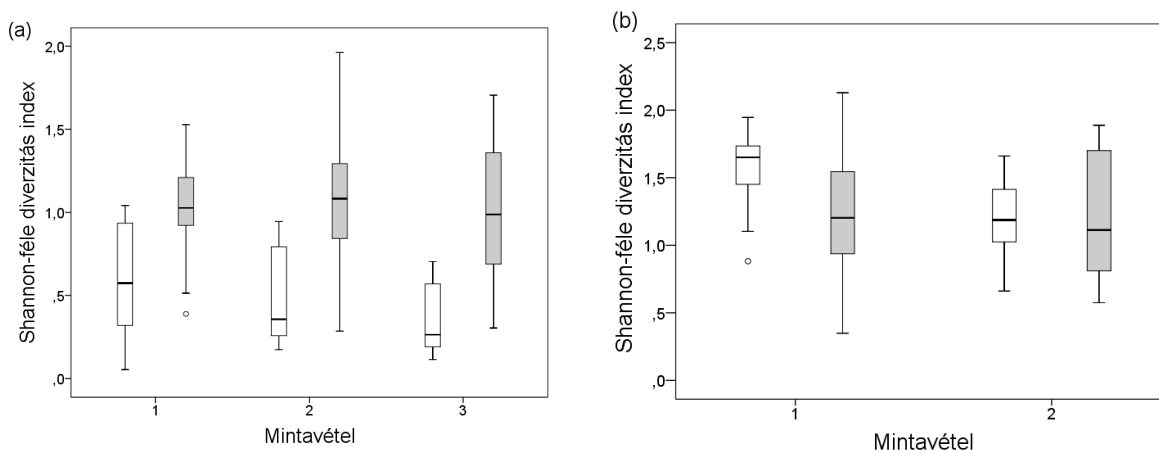
5. táblázat Fészekalj méret, kelési siker, kirepülési siker és szaporodási siker a két élőhelytípusban (átlag \pm SE, az elemszám zárójelben)

	Fészekalj méret	Kelési siker	Kirepülési siker	Költési siker
Természetes gyepek				
2009	$4,27 \pm 0,129$ (51)	$95,8 \pm 1,70$ (40)	$80,4 \pm 5,05$ (41)	$73,4 \pm 5,06$ (44)
2010	$3,41 \pm 0,148$ (32)	$62,6 \pm 7,74$ (32)	$86,7 \pm 5,09$ (27)	$51,4 \pm 7,43$ (32)
Mozaikos terület				
2009	$4,26 \pm 0,169$ (23)	$92,5 \pm 4,87$ (22)	$82,3 \pm 6,4$ (22)	$77,7 \pm 7,02$ (23)
2010	$3,32 \pm 0,234$ (31)	$79,8 \pm 6,85$ (29)	$97,5 \pm 1,71$ (27)	$78,7 \pm 6,8$ (29)

Összesen 8816 darab (67,6 g) 1 cm-nél nagyobb ízeltlábút gyűjtöttünk a talajcsapdás és a fűhálós mintavételek során (6/a táblázat). A fűhálós mintavétel bizonyult érzékenyebbnek az egyenesszárnyúak tekintetében, mivel a fogott egyedek 87%-át és a száraz biomassza 82,2 %-át ez a csoport tette ki ennél a mintavételi módszernél. A bogarak csak az egyedek 1,8%-át a száraz biomasszában pedig 4,3%-át tették ki. Ezzel ellentétben a talajcsapdáknál az egyenesszárnyúak mennyisége már kevesebb volt (a fogott egyedek 47,2%-a, és a száraz biomassza 58,4%-a), míg a bogarak mennyisége emelkedett (a fogott egyedek 31,8%-a, és a száraz biomassza 30,6%-a). A fűhálósval gyűjtött egyenesszárnyúak

menyisége nagyobb volt a pusztai élőhelyen, mint a mozaikgyepeken ($U_{12,13} = 39\,000$, $p = 0,035$). A talajcsapdák esetében nem találtunk különbséget a két vizsgálati terület között ($U_{24,30} = 317,5$, $p = 0,46$). Az ízeltlábú családokból számolt Shannon-féle diverzitás index szignifikánsan nagyobb volt a mozaikgyepek esetében, mint a pusztán ($U_{12,14} = 162\,000$, $p = 0,001$; 3. ábra), de a talajcsapda esetében ez a különbség már nem volt kimutatható ($U_{12,14} = 58\,000$, $p = 0,19$; 5.a-b ábra).

5. ábra. Az ízeltlábú taxonok Shannon diverzitása (a) fűhálóval (b) talajcsapdával gyűjtve (fehér: természetes gyepek, szürke: mozaikos terület (Szatymaz) (medián, minimum, maximum értékek és a kvartilisek)



6. táblázat A természetes gyepek és a mozaikos területen található szalakóta territóriumok potenciális táplálékkínálata és fiókáknak hordott zsákmánytípusok

(a) A talajcsapdával és fűhálóval gyűjtött ízeltlábú csoportok átlagos száraz biomassza tömege (g/csapda) (átlag \pm SE)

	Természetes gyepek		Mozaikos terület	
	Fűháló	Talajcsapda	Fűháló	Talajcsapda
Orthoptera	0,691 \pm 0,66	0,135 \pm 0,17	0,43 \pm 0,044	0,141 \pm 0,152
Coleoptera	0,05 \pm 0,22	0,061 \pm 0,068	0,011 \pm 0,003	0,079 \pm 0,128
Heteroptera	0,0389 \pm 0,17	0,0004 \pm 0,001	0,037 \pm 0,006	0,002 \pm 0,0035
Hymenoptera	0,0104 \pm 0,05	0,0009 \pm 0,002	0,004 \pm 0,001	0,0036 \pm 0,006
Lepidoptera	0,036 \pm 0,17	0,0005 \pm 0,0015	0,0054 \pm 0,0015	0,0001 \pm 0,0001
Diptera	0,01 \pm 0,04	0,0003 \pm 0,0009	0,01 \pm 0,002	0,0015 \pm 0,0027

	Természetes gyep		Mozaikos terület	
	Fűháló	Talajcsapda	Fűháló	Talajcsapda
Homoptera	0,0002 ± 0,0009	-	0,0005 ± 0,0003	-
Mantidae	0,0011 ± 0,006	-	0,064 ± 0,036	-
Myrmeleonidae	-	-	0,0016 ± 0,0007	-
Odonata	0,0001 ± 0,0004	-	0,02 ± 0,00018	-

(b) Az egyes tápláléktípusok gyakorisága a fiókák táplálékában a kamerafelvételek alapján 2009-ben (megfigyelések száma és százalék)

	Természetes gyep	Mozaikos terület
Orthoptera	77 (41,62%)	56 (35,44%)
Coleoptera	32 (17,3%)	43 (27,22%)
Egyéb rovarok	68 (36,76%)	36 (22,78%)
Hüllők	7 (3,78%)	16 (10,13%)
Emlősök	1 (0,54%)	4 (4,43%)

A fiókákat etető szalakótákról készült kétévi kamerafelvételek eredményei alapján a szalakóták elsősorban rovarokkal etették az utódokat, főleg egyenesszárnyúakkal (40,1%) és bogarakkal (23,3%), de az egyéb rovaraxon mennyisége is jelentős volt (25,3%). Bár a gerincesek gyakorisága csak 9,3 volt, összességében jelentős biomasszával járulhattak hozzá a fiókák táplálékához (6/b táblázat). A szalakóták szignifikánsan több egyenesszárnyúval ($U_{28,39} = 358,0$, $p = 0,015$) etették a fiókákat a pusztán és több kisemlőssel (rágcsálók és cickányok) ($U_{28,39} = 452,0$, $p = 0,044$) a mozaikos élőhelyen. A többi taxon esetében nem találtunk különbséget a két terület között (bogarak: $U_{28,39} = 489,5$, $p = 0,46$; gerincesek: $U_{28,39} = 440,5$, $p = 0,13$).

A szalakóták szaporodási sikerét a tojásrakás kezdete és az élőhely is befolyásolta, a mozaikos élőhelyen költő egyedek esetében ez az érték magasabb volt (7. táblázat). Az etetési gyakoriság azonban nem befolyásolta a szaporodási sikert. Ha a fészekalj méretet is belefoglaljuk a modellbe (Akaike súly = 0,624, AICc = 27,6, logLik = -5,128, df = 8) feltételezhetjük, hogy a területek közti különbség nemcsak a költő egyedek minőségét,

hanem a fiókák táplálékául szolgáló zsákmány mennyisége és minőségét tükrözi. Az alapmodell jobb becslést adott, mint a fészekalj-mérettel kibővített (7. táblázat).

7. táblázat A szalakóták szaporodási sikerét (függő változó), az élőhelyet (fix faktor), az etetési rátát, a tojásrakás kezdetét és egyenesszárnyú és bogár abundanciát (kovariánsok), valamint a fészekalj méretét (offset) tartalmazó ún. "best" modell

Paraméterek	df	becslés	SE	t	P
Tengelymetszet (mozaikos területek)		-1,79	0,37	-4,77	<0,001
Élőhely (természetes gyep)	1,112	-0,54	0,06	-8,53	<0,001
Etetési ráta	1,111	0,00	0,00	0,22	0,82
Tojásrakás kezdete	1,110	0,06	0,00	8,39	<0,001
Coleoptera átlag abundancia	3,113	-0,11	0,42	-0,25	0,79
Orthoptera átlag abundancia	3,107	0,08	0,1	0,78	0,43
Össz átlagos abundancia	3,107	0,04	0,07	0,53	0,59

Az etetési ráta azonban nem tért el a két terület között és a csak a fészekalj-méret befolyásolta (8. táblázat). Ez azt feltételezi, hogy a különbséget a táplálék minősége okozhatja.

8. táblázat A szalakóták etetési rátáját (függő változó), az élőhelyet (fix faktor) valamint az tojásrakás kezdetét, a fészekalj méretét és az egyenesszárnyú és bogár abundanciát (kovariánsok) tartalmazó általánosított modell eredményei ("best" modell)

Paraméterek	df	becslés	SE	t	P
Tengelymetszet(mozaikos terület)		-2,84	1,2	-2,37	0,01
Élőhely (természetes gye)	1,112	0,09	0,1	0,62	0,53
Tojásrakás kezdete	1,111	0,06	0,0	3,4	<0,001
Fészekalj méret	1,110	0,39	0,95	4,12	<0,001
Coleoptera átlag abundancia	3,113	-1,26	0,96	-1,3	0,19
Orthoptera átlag abundancia	3,107	-0,38	0,23	-1,64	0,1
Össz átlagos abundancia	3,107	-0,31	0,18	-1,74	<0,001

A fészekalj mérete befolyásolta az etetési gyakoriságot, a több utódot nevelő szülők gyakrabban etették a fiókáikat. A táplálékkínálat szignifikánsan változott az élőhelyek között (9. táblázat). Az egyenesszárnyúak bizonyultak a legfontosabb taxonnak a táplálékkínálat szempontjából, a mozaikos élőhelyen azonban a bogaraknak is megnőtt a jelentősége (9. táblázat).

9. táblázat A táplálékkínálat (egyenesszárnyú abundancia, bogár abundancia és össزابudancia), az élőhely és a gyűjtési mód közötti összefüggést (és kölcsönhatásaikat) leíró általánosított lineáris modellek eredményei

(a) A zsákmány Shannon-diverzitása

Paraméterek	df	becslés	SE	t	P
Tengelymetszet (mozaikos terület, talajcsapda, mozaikos terület: talajcsapda)		0,69	0,04	14,12	<0,0001
Élőhely (természetes gye)	1,36	0,17	0,06	2,62	0,01
Gyűjtés típusa (fűháló)	1,35	0,035	0,06	0,51	0,61
Természetes gye: fűháló	1,34	-0,532	0,09	-5,56	<0,0001

(b) Egyenesszárnnyúak

Paraméterek	df	becslés	SE	t	P
Tengelymetszet (mozaikos terület, talajcsapda, mozaikos terület: talajcsapda)		0,16	0,04	3,54	0,001
Élőhely (természetes gye)	1,36	-0,06	0,06	-1	0,32
Gyűjtés típusa (fűháló)	1,35	0,19	0,06	2,91	0,0006
Természetes gye: fűháló	1,34	0,24	0,09	2,74	0,0009

(c) Bogarak

Paraméterek	df	becslés	SE	t	P
Tengelymetszet (mozaikos terület, talajcsapda, mozaikos terület: talajcsapda)		0,08	0,02	3,28	0,002
Élőhely (természetes gye)	1,36	-0,02	0,03	-0,58	0,56
Gyűjtés típusa (fűháló)	1,35	-0,07	0,03	-2,07	0,04
Természetes gye: fűháló	1,34	0,05	0,05	1,16	0,25

(d) Összabundancia

Paraméterek	df	becslés	SE	t	P
Tengelymetszet (mozaikos terület, talajcsapda, mozaikos terület: talajcsapda)		0,25	0,05	4,341	0,0001
Élőhely (természetes gye)	1,36	-0,02	0,08	-0,336	0,73
Gyűjtés típusa (fűháló)	1,35	0,16	0,083	1,93	0,06
Természetes gye: fűháló	1,34	0,23	0,11	2,022	0,05

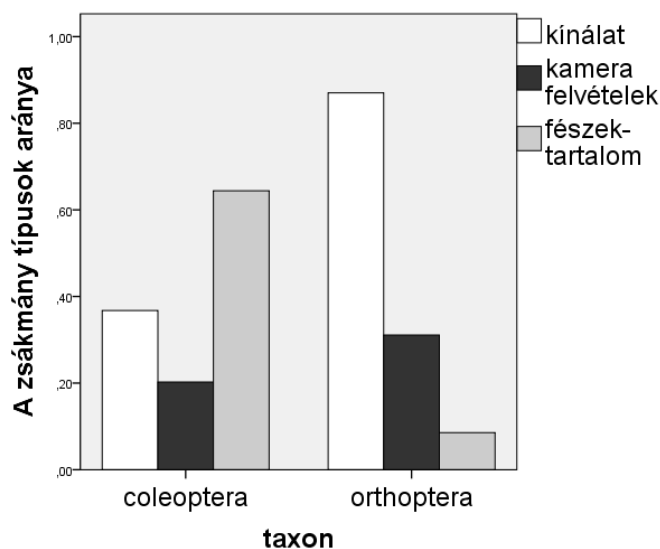
4.2 A táplálékpreferencia vizsgálata

A kamera felvételek alapján 245 zsákmányállatot azonosítottunk a 20 szalakóta odúnál, de 63 további darab (20,5%), azonosítatlan maradt. A fészektartalomból 2141 egyedet azonosítottunk. Mindkét módszer esetében hasonló zsákmánytípusokat kaptunk, de azok gyakorisága a fiókák táplálékában különbözött (10. táblázat).

10. táblázat Zsákmánytípusok gyakorisága a fiókák táplálékában.

Mintavételi módszer	Orthoptera (kivéve lótücsök)	Coleoptera	<i>Gyrllotalpa gyrllotalpa</i>	Hüllők és kétélűek	Emlősök
fészektartalom	8,2%	77,2%	13,4%	0,1%	1,3%
kamera felvételek	40,75%	25 %	0,32 %	9,4 %	3,76%

Eredményeink alapján feltételezhetjük, hogy az egyenesszárnyúak és a bogarak voltak a legfontosabb prédataxonok a fiókák számára, jöllehet a fészektartalom alapján a bogarak, még a kamerafelvételek alapján az egyenesszárnyúak fogyasztása volt jelentősebb. A lótücsök (*Gyrllotalpa gyrllotalpa*) erősen felülreprezentált volt a fészekanyag tartalomban, ezzel szemben kamerafelvételek alapján a gerincesek gyakorisága nagyobb volt, összehasonlítva a fészekanyag tartalommal. Savage-index használatával elemeztük a zsákmányszelekciót a kínálathoz viszonyítva (6. ábra). A lótücsök esetében nem számítottunk Savage-indexet a felvételek esetében, mivel ezzel a módszerrel csak egyszer detektáltuk a fajt.

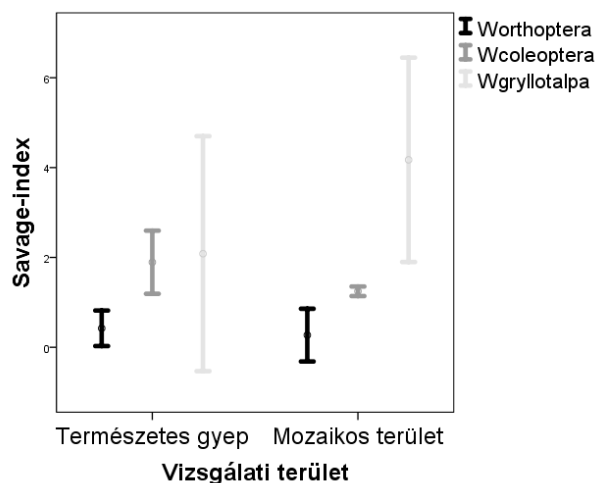


6. ábra. A szalakóták fő zsákmánytípusainak gyakorisága a különböző mintavételi módszerek (fészek tartalom és kamera felvétel) alapján, illetve a talajcsapdával felmért táplálékkínálat

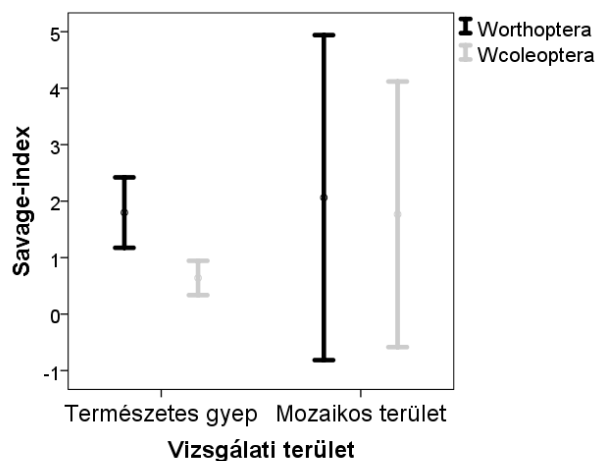
A szalakóták nem a kínálatnak megfelelően választottak zsákmányt mind a fészektartalom (egyenesszárnyúak: $w = 0,34$, $se = 0,19$, $p = 0,001$; bogarak : $w = 4,8$, $se = 0,08$, $p = 0,001$; *Gyrllotalpa gyrllotalpa*: $w = 2,8$, $se = 0,1$, $p < 0,001$), mind pedig a kamerafelvételek szerint (egyenesszárnyúak: $w = 1,9$, $se = 0,8$, $p = 0,003$, bogarak: $w = 1,14$, $se = 0,29$, $p = 0,001$). Különbséget találtunk a különböző mintavételi módszerrel vizsgált táplálékpreferenciák között. A fészekanyag tartalom a bogarak nagyobb (Mann-Whitney $U_{20,20} = 5500$, $p = 0.001$) és az egyenesszárnyúak alacsonyabb preferenciáját (elkerülés) (Mann-Whitney $U_{20,18} = 66000$, $p = 0.001$) eredményezték, mint a kamerafelvételek.

Megvizsgáltuk, hogy különbözik-e a táplálékpreferencia a különböző élőhelyeken. Azt találtuk, hogy a Savage-index nem különbözött szignifikánsan sem a fészektartalom (egyenesszárnyúak: Mann-Whitney $U_{10,9} = 32500$, $p = 0,315$; bogarak: Mann-Whitney $U_{10,10} = 47000$, $p = 0,821$; (7/a ábra); sem a kamerafelvételek esetében (egyenesszárnyúak: Mann-Whitney $U_{10,9} = 26000$, $p = 0,133$; bogarak: Mann-Whitney $U_{10,10} = 50000$, $p = 0.1$; 7/b ábra). A lótücsök preferáltsága szintén nem különbözött a két terület között (Mann-Whitney $U_{5,3} = 12000$, $p = 0,23$).

a,



b,



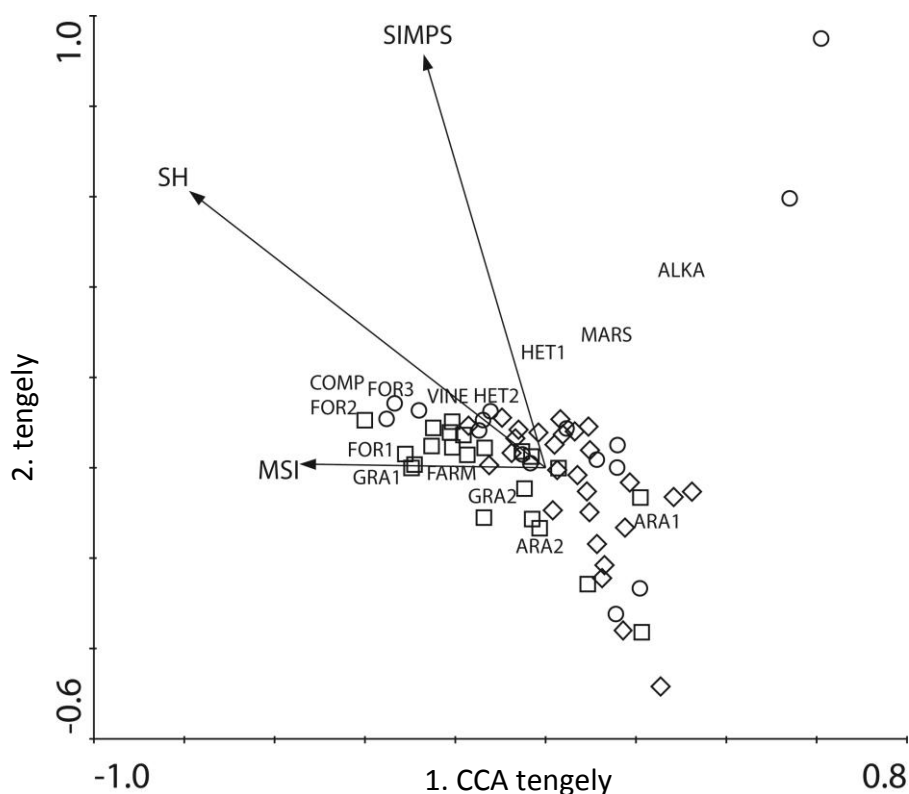
7. ábra Savage-index értékei a két élőhelyen a fészektartalom (a) és a kamera felvételek (b) alapján

4.3 A szalakóta populáció denzitása

A 10×10 km térskálán nézve az UTM négyzetek 70,5 %-ban fordult elő a faj. A négyzetek 41%-ban a szalakóták nem a kihelyezett mesterséges odúban költöttek. A szalakóta párok átlagos denzitása $1,55/100 \text{ km}^2 \pm 2,8 \text{ SE}$ volt. Mesterséges költőodú a négyzetek 39,7%-ban állt a szalakóták rendelkezésére és, ebből 33,3%-ban volt sikeres foglалás. Az átlagos denzitás $2,07 \text{ pár}/100 \text{ km}^2 \pm 6,61 \text{ SE}$ volt az odúban költők esetében, maximálisan pedig 52 pár költött a kihelyezett költőhelyeken egy négyzetben. Az átlagos távolság a legközelebbi szomszédok esetében 1487 m ($1487 \text{ m} \pm 275 \text{ SE}$) volt, de a foglalt odúk 69,01%-ban 1 km-nél közelebb voltak egymáshoz. A természetes költőhelyen és a mesterséges odúban költő párok térben jól elkülönültek egymástól, csak 3 db 10×10 km-es UTM négyzetben fordult elő mind a kétféle költőhely használata. A kisebb, 5×5 km-es térskálán a négyzetek 55,6%-ban költött szalakóta, ebből 47,4%-ban természetes odúban, 9%-ban mesterséges odúban és csak egy négyzet tartalmazta mind a két típust.

4.4 A szalakóta territóriumok élőhely-összetétele

A vizsgált szalakóta territóriumokban a legtipikusabb felszínborítás a szántó volt (ARA1 és ARA2), amely a teljes terület 50%-át jellemezte. A legelők, természetes gyepek és heterogén mezőgazdasági területek (COMP, HET1 és HET2; lásd 1. táblázat) átlagosan több mint 10%-ban fordultak elő.



8. ábra. A szalakóta territóriumok CCA ordinációja. (sajátérték: első tengely: 0,273; második tengely: 0,182. A fajok kumulatív százalékos varianciája: első tengely: 12,4%; második tengely: 8,3%. A faj-környezet összefüggés kumulatív százalékos varianciája: első tengely: 57,2 %; második tengely 38,3%) Jelölések: □ költés természetes odúban, ○ üres mesterséges odú, ◇ foglalt mesterséges odú. A változók definícióit lásd az 1. táblázatban.

CCA ordináció (Az első két tengelyre vonatkozó faj-környezet variancia kumulatív százaléka 95,5, a sajátértékek az első két tengelyre 0,272 és 0,182 (8. ábra) alapján a természetes odúban költők territóriumnak élőhely diverzitása (Shannon-féle diverzitás) magasabb volt, illetve a foltokat szabálytalanabb alak jellemezte (MSI) (8. ábra). Továbbá a CCA ordináció azt is megmutatta, hogy a természetes odúban költő párok territóriumaiiban megtalálható volt valamilyen fás vegetáció, mint például a fás gyepek és erdős területek. Az erdő jellegű felszínborítás-típusok közül túlnyomórészt a lombhullató erdők (FOR1), az elegyes erdők (FOR2) és fiatalos erdők (FOR3) fordultak elő. A tanyák (FARM) és a heterogén mezőgazdasági területek (COMP) szintén jellemzőek voltak ezekben territóriumokban. Egyes kategóriák, mint a fátlan gyepek (GRA2) és a kistáblás szántóföldek (ARA2), mind a természetes, mind pedig az odúban költő párok territóriumaiiban megtalálhatók voltak. A nagytáblás szántók (ARA1) és a mocsarak (MARS), valamint a szikésen kialakuló ritkás növényzet (ALKA) szintén és a HET1 csak a

mesterséges odúk környezetére voltak jellemzőek. A CCA ordináció alapján csak kis eltérést találtunk a foglalt és a nem foglalt mesterséges odúk környezetében az élőhely összetételében (8. ábra).

4.5 A táj struktúrájának hatása a szalakóta előfordulására különböző térskálákon

A "best fit" lineáris model (11. táblázat) alapján a táj térbeli struktúrája (autokovariancia) szignifikáns hatással volt a szalakóták előfordulására. Az 5 × 5 km-es térskálán a CLCTYPE, NARABLE és az MSI változók pozitívan és a PERM pedig negatívan befolyásolták az előfordulási mintázatot. A szántófoltok száma (NARABLE) és az MSI változók pozitív koefficiens volt a modellben, azonban a MSI nem volt szignifikáns. A modell jó illeszkedést mutatott az adatokhoz (McFadden $Rho^2 = 0,284$; klasszifikáció 63%; 11. táblázat), mivel a McFadden Rho^2 (ρ^2) 0,2 és 0,4 közötti értéke jó illeszkedést jelent (McFadden 1973)

11. táblázat. (a) Autologisztikus regresszió a szalakóták 5x5 km-es UTM hálóban való előfordulására (bináris függő változó). A "best-fit" modell tartalmazza a CORINE felszínborítás kategóriák számát (CLCTYPE), a szőlők és gyümölcsösök területét (PERM), a szántófoltok számát (NARABLE) és az alaki index középértékét (MSI) valamint a térbeli autokovariánst (spatial autocovariate), mint független változók. (b) A második "best fit" modell a szőlők és gyümölcsösök területével (PERM), a szántó foltok számával, az alak indexszel (MSI) és a Shannon-diverzitással (SH), és a Simpson-diverzitással (Simpson) és a térbeli autokovariással (spatial autocovariate), mint független változók

(a)

5x5 km-es térskála					
Térbeli logisztikus regresszió					
Változók	Coeff.	Stand. Coeff.	SE	t	p
Intercept	-8,279	0	1,867	-4,435	<0,001
CLCTYPE	0,285	1,584	0,116	2,453	0,014
PERM	-0,095	-1,476	0,036	-2,609	0,009

Változók	Coeff.	Stand. Coeff.	SE	<i>t</i>	<i>p</i>
NARABL	0,181	1,130	0,082	2,215	0,027
MSI	<0,001	0,720	<0,001	1,645	0,100
Autocovariate	8,522	2,005	2,980	2,86	0,005
McFadden $\rho^2 = 0,2835$; $\chi^2 = 54,224$, $p < 0,001$; AIC = 149,055; $\Delta AIC_{1-BEST} = 20,416$; klasszifikáció: 63%;					
A „best model”-ből kimaradt változók: BROAD, GRASS, NGRASS, HETER, MPS, TE, ED, NP, MPAR, MFRAC, DIVISON, SPLIT, MESH, EVEN, D					

(b)

5x5 km-es térskala					
Térbeli logisztikus regresszió					
Változók	Coeff.	Stand. Coeff.	SE	<i>t</i>	<i>p</i>
Intercept	-7,194	0	1,688	-4,262	<0,001
PERM	-0,092	-1,437	0,037	-2,490	0,013
NARABL	0,160	0,995	0,087	1,831	0,067
MSI	<0,001	0,934	<0,00	2,000	0,046
SH	5,152	5,616	2,300	2,240	0,025
SIMP	-10,702	-4,884	5,448	-1,964	0,049
Autocovariate	10,003	2,353	3,249	3,079	0,002
McFadden $\rho^2 = 0,282$; $\chi^2 = 53,853$, $p < 0,0001$; AIC = 151,427; $\Delta AIC_{2-BEST} = 18,044$; klasszifikáció: 65%;					
A „best model”-ből kimaradt változók: BROAD, GRASS, NGRASS, HETER, MPS, TE, ED, NP, MPAR, MFRAC, DIVISON, SPLIT, MESH, EVEN, D					

Ezen a térskálán a Shannon-féle diverzitás (SH) pozitív, de a Simpson-diverzitás negatív hatással volt a szalakóta előfordulására (McFadden $Rho^2 = 0,282$; klasszifikáció: 65%; 12. táblázat). A 10 × 10 km térskálán a Shannon-féle diverzitás esetén szintén pozitív hatást találtunk (McFadden $Rho^2 = 0,598$; klasszifikáció: 82%; 12/b táblázat). A fragmentáltság (DIVISION) szintén kedvező volt a szalakóta számára (McFadden $Rho^2 = 0,583$;

klasszifikáció: 81%; 12/c táblázat). A gyepek mennyisége (NATGRAS) pozitívan, az átlagos foltméret (MPS) és a mocsaras élőhelyek területe negatívan befolyásolta a szalakóta előfordulását (McFadden $\rho^2 = 0,598$; klasszifikáció: 82%; 12/b táblázat). A térbeli autokovariáns szintén nagy ($p \leq 0,002$) térbeli összefüggést mutat (12. táblázat).

12. táblázat 4 (a) Autologisztikus regresszió a szalakóták 10x10 km UTM hálóban való előfordulására (bináris függő változó). A "best fit" modell független változóként a mocsarak (MARSH), a természetes gyepek (NATGRAS) mennyiségét, Shannon-diverzitást (SH) tartalmazza. A második "best fit" modellben a Shannon-diverzitást (SH) az átlagos foltméret (MPS) helyettesíti, a harmadikban pedig tájfelosztottsági index (DIVISION)

(a)

10x10 km-es térskála					
Térbeli logisztikus regresszió					
Változók	Coeff.	Stand. Coeff.	SE	<i>t</i>	<i>p</i>
Tengelymetszet	-14,324	0	4,221	-3,393	<0,001
MARSH	-0,582	-2,741	0,228	-2,552	0,011
NATGRAS	0,100	1,456	0,062	1,615	0,106
SH	2,601	3,114	1,344	1,935	0,053
autokovariáns	21,214	5,541	6,250	3,394	<0,001
McFadden $\rho^2 = 0,598$; $\chi^2 = 64,294$, $p < 0,001$; AIC = 53,074; $\Delta AIC_{1-BEST} = 9,126$; klasszifikáció: 80% , A „best model”-ből kimaradt változók: HETPATCH, BROAD, NGRAS, PERM, MPS, TE, ED, NP, MSI, MPAR, MFRAC, DIVISION, SPLIT, MESH, SIMPS, EVEN, D					

(b)

10x10 km-es térskála					
Térbeli logisztikus regresszió					
Változók	Coeff.	Stand. Coeff.	SE	<i>t</i>	<i>p</i>
Tengelymetszet	-7,551	0	3,500	-2,157	0,031
MARSH	-0,580	-2,730	0,238	-2,433	0,015
NATGRAS	0,149	2,156	0,070	2,119	0,034
MPS	<0,001	-9,976	<0,001	-1,855	0,064
Autokovariáns	20,118	5,255	6,445	3,122	0,002
McFadden $\rho^2 = 0,598$; $\chi^2 = 68,162$, $p < 0,001$; AIC = 53,206; $\Delta AIC_{2-BEST} = 8,994$; klasszifikáció: 82%					
A „best model”-ből kimaradt változók: HETPATCH, BROAD, NGRAS, PERM, TE, ED, NP, MSI, MPAR, MFRAC, DIVISION, SPLIT, MESH, SH, SIMP, EVEN, D					

(c)

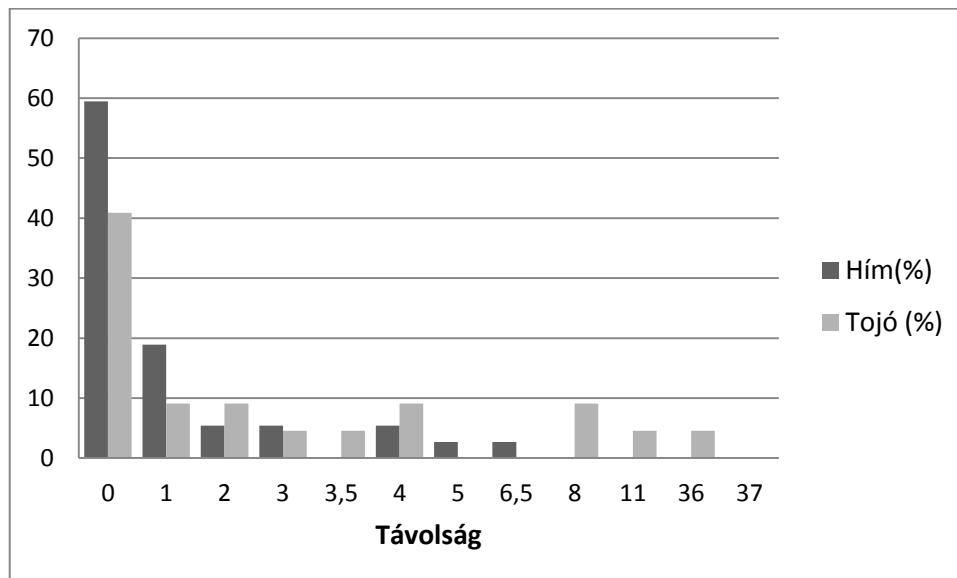
10x10 km-es térskála					
Térbeli logisztikus regresszió					
Változók	Coeff.	Stand. Coeff.	SE	<i>t</i>	<i>p</i>
Tengelymetszet	-14,482	0	4,442	-3,260	0,001
MARSH	-0,484	-2,279	0,210	-2,298	0,022
NATGRAS	0,114	2,655	0,064	1,770	0,077
DIVISION	0,044	2,494	0,027	1,601	0,109
Autokovariáns	22,423	5,857	6,265	3,579	<0,001
McFadden $\rho^2 = 0,583$; $\chi^2 = 62,548$, $p < 0,001$; AIC = 54,820; $\Delta AIC_{3-BEST} = 7,380$; klasszifikáció: 81%					
A „best model”-ből kimaradt változók: HETPATCH, BROAD, NGRAS, PERM, MPS, TE, ED, NP, MSI, MPAR, MFRAC, SPLIT, MESH, SH, SIMP, EVEN, D					

4.6 Diszperzió

4.6.1 Költségi diszperzió

Eredményeink alapján a szalakóta erősen területhű faj, a kifejlett madarak 56% a 1 km-ben 89,4%-a pedig 5 km-en belül került meg. Három hímnek volt 2 megkerülési adata és

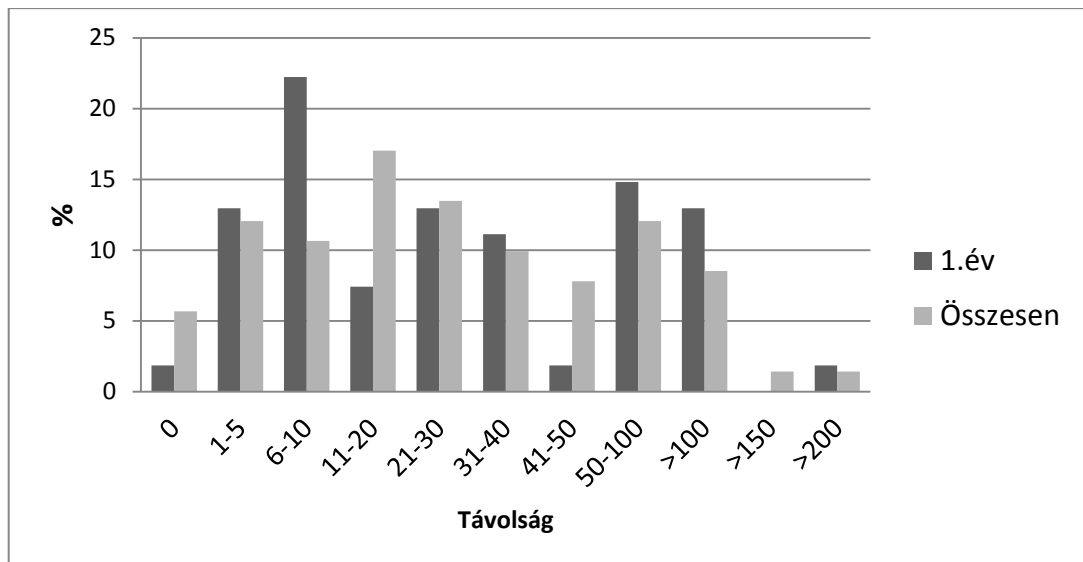
egynek három, a tojók közül két egyed került meg kétszer. A tojók diszperziós távolságai szignifikánsan nagyobbak volt mint a hímeké (Mann-Whitney: $U_{37,22} = p = 0,04$). A tojók átlagosan $6,27 \pm 2,9$ km-t a hímek $0,967 \pm 0,27$ km-t tettek meg (9. ábra). A megkerülési időben nem tért el a két ivar ($U_{37,22} = 479500$, $p = 0,2$).



9. ábra A kotlás alatt jelölt adult madarak megkerülési távolságai nemek szerint.

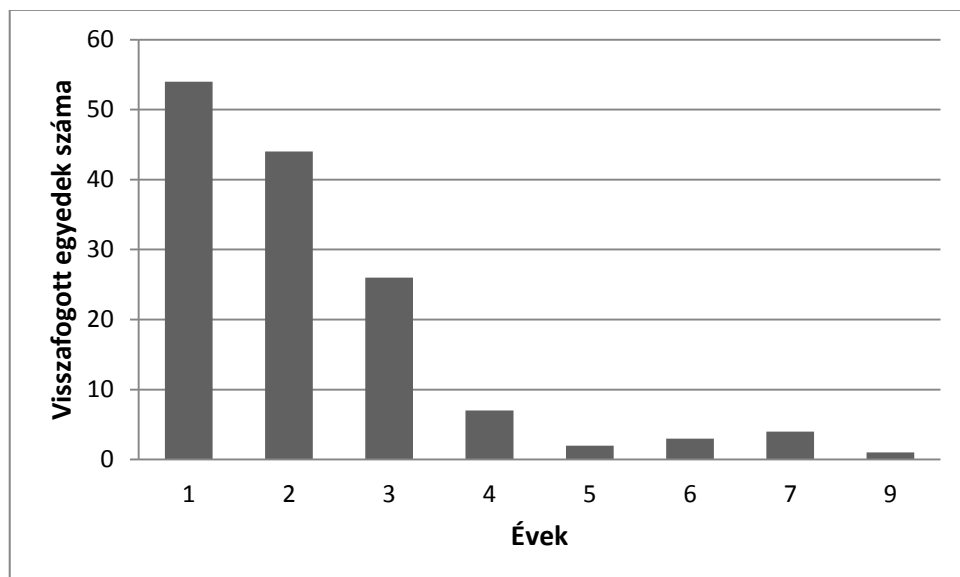
4.6.2 Születési diszperzió

A születési diszperziós távolságok szignifikánsan nagyobbak voltak a költési diszperzióénál a első éves megkerülések alapján számítva ($U_{66,54} = 274000$, $n_{1+}=66$, $n_{2\gamma}=54$, $p < 0,001$). A másodéves madarak átlagosan 41,2 km-re ($41,4 \pm 6,4$ SE, $n = 54$) kerültek meg a születési helyüktől. Ha a későbbi megkerüléseket is figyelembe vesszük, akkor ez az érték 38,2 km-re változik ($38,2 \pm 3,79$ SE, $n=141$). A fiatal egyedek leggyakrabban a születési helyük 40 km-es körzetében kezdenek költeni, azonban – kisebb mennyiségben ugyan – de 100 km-t vagy annál nagyobb távolságot is megtehetnek (10. ábra).



10. ábra A fiókaként jelölt egyedek diszperziós távolságai.

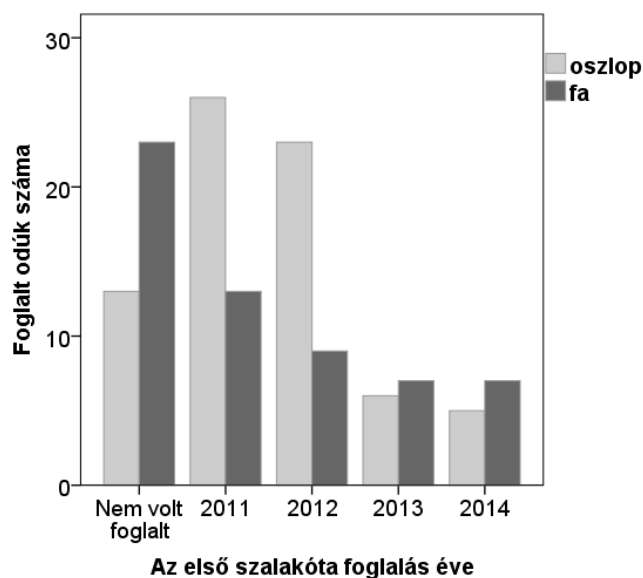
A fiókaként jelölt egyedek visszafogásai alapján sok madár már az első évben bizonyítottan költ (54 egyed) (11. ábra). A visszafogott fiókakorban jelölt egyedek 87,9%-a a kirepülést követő 3 évben kerültek meg. Az egyedek 53.9%-ról (76 egyed) nem tudtuk a nemét, a többi adatot felhasználva, nem találtam különbséget a hímek és a tojók születési diszperziója között ($U = 559500$, $n_h = 28$, $n_t = 37$, $p < 0,582$).



11. ábra A fiókaként jelölt egyedek első megkerüléséig eltelt idő (év).

4.7 A hatékony odúkihelyezés tapasztalatai

A 132 újonnan kihelyezett odúból összesen 100 darabot (75,75%) foglaltak el legalább egyszer szalakóták, ebből 39 db-ot (29,5%) már az első évben, 2011-ben. Összesen 19 (14,4%) volt foglalt mind a 4 évben, 31 db (29,5%) háromszor, 25 db (18,9%) kétszer és ugyanennyi (18,9%) odú volt foglalt csak egyszer a négy év alatt (12. ábra)



12. ábra Az újonnan kihelyezett odúk foglaltsága a vizsgálati időszak alatt

Az odú foglaltságára ható tényezők megállapításához logisztikus regressziót használtunk (72,7% foglalt és 27,3% üres). Az elemzés alapján a odú jellemzői közül az odú tartója (fa vagy oszlop) és a magassága szignifikáns hatással volt a foglaltságra (13. táblázat a-b). A fajtársak jelenlétét leíró változó közül a legközelebbi természetes territórium (NATMIN) volt szignifikáns.

13. táblázat A élőhely és az odú jellemzőinek hatása az odú foglaltságára (foglalt volt-e 2011 és 2014 között) (logisztikus regresszió) (a) Teljes ("full") modell; (b) Legjobb ("best") modell, itt a legnagyobb magyarázó értékkel rendelkező változókat tartottunk meg. A változók leírásáért lásd 3. táblázatot.

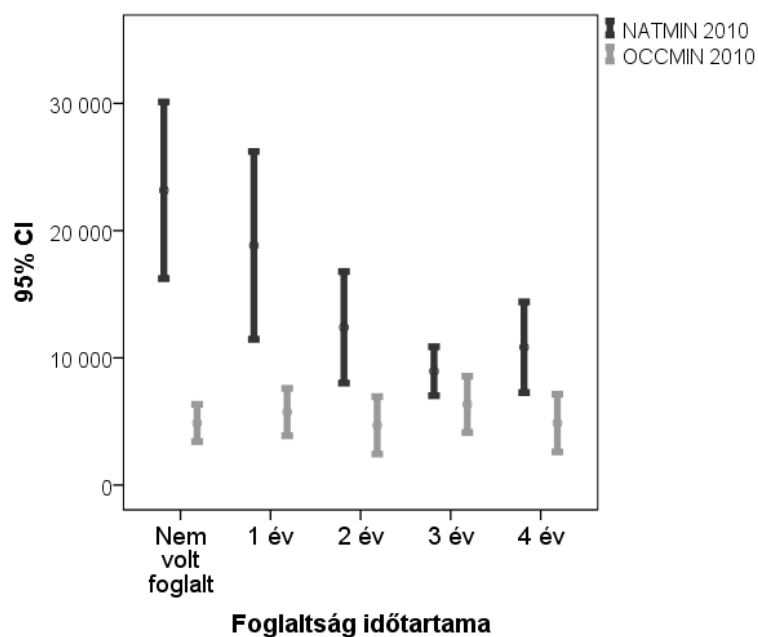
(a) "Full" modell

	-2 Log Likelihood	χ^2	df	p
Magasság	119,684	3,632	1	0,057
NATMIN	127,174	11,123	1	0,001
OCCMIN	116,104	0,052	1	0,820
NUMOCC	116,222	0,170	1	0,680
Nagytablás szántó	116,067	0,015	1	0,903
Kistablás szántó	119,953	0,901	1	0,343
Komplex művelésű	118,561	2,509	1	0,113
Gyümölcsösök	116,059	0,007	1	0,934
Gyepek	118,039	1,987	1	0,159
Orientáció	121,154	5,102	7	0,648
	130,170	14,118	1	<0,001
Illeszkedés	116,052	38,640	17	0,002

(b) "Best" modell

	-2 Log Likelihood	χ^2	df	P
NATMIN	144,417	18,250	1	<0,001
Orientáció	139,884	13,909	2	0,001
Magasság	130,350	4,183	1	0,041
Illeszkedés	126,167	56,824	4	<0,001

Az odú foglалás tartósságát általánosított lineáris modellel vizsgáltuk. Az eredmények alapján a négy éves vizsgálati időszak alatt a magasság, a odú helye (fa/oszlop) mellett a bejárat nyílás iránya is befolyásolta a foglaltságot (14./a táblázat), a déli irányt nem preferálták a madarak (14./b táblázat). A táplálkozó területek (gyepek, kis-és nagytáblás szántók) mennyisége nem befolyásolta a foglалás tartósságát (14./a táblázat). A fajtársak jelenléte azonban fontos tényező lehet. Mind a természetes odúban, mind pedig a mesterséges odúban költő párok távolsága pozitív hatással volt a tartós foglaltságra (13. ábra), azonban a nagy denzitás ellenkezően hatott (14. táblázat/b).



13. ábra. A legközelebbi mesterséges és természetes odúban költő párok távolsága és az odúk foglaltságának hossza a vizsgálati időszak alatt.

14. táblázat. Az általánosított lineáris modell eredményei az odú foglaltságának időtartamára. Magyarázó változók: orientáció, tartó, magasság, a legközelebbi természetes odúban költő (NATMIN), legközelebbi odúban költő pár távolsága, mesterséges odúban költő párok száma 10km-es körzetben (NUMOCC), kistáblás, nagytáblás szántók, gyepek, gyümölcsösök és komplex művelésű területek borítása.

(a) "Full" modell

	Wald χ^2	df	P
Orientáció	9,39	7	<0,226
Tartó	17,954	1	<0,001
Magasság	3,609	1	<0,058
NATMIN	16,783	1	<0,001
OCCMIN	2,967	1	<0,085
NUMOCC	0,494	1	<0,509
Nagytáblás szántó	0,365	1	0,546
Kistáblás szántó	0,008	1	0,929
Komplex művelés	1,323	1	0,250
Gyümölcsös	1,324	1	0,250
Gyep	0,124	1	0,725
Illeszkedés: likelihood ratio $\chi^2 = 54,14$, df = 17, P < 0,001, AIC = 405,296			

(b) "Best" modell

	Wald χ^2	df	<i>P</i>
Orientáció	10,379	7	<0,168
Tartó	19,572	1	<0,001
Magasság	3,847	1	<0,05
NATMIN	18,237	1	<0,001
OCCMIN	3,698	1	<0,054
NUMOCC	3,003	1	<0,083
Illeszkedés: likelihood ratio $\chi^2 = 50,63$, df = 12, P < 0,001, AIC=398,804			

Becsült paraméterek

	<i>B</i>	<i>SE</i>	<i>P</i>
Orientáció - Dél	-1,279	0,595	0,043
Tartó	1,78	0,4	<0,001
Magasság	0,49	0,25	<0,05
NATMIN	-0,00008	0,000002	<0,001
OCCMIN	-0,00009	0,000005	<0,054
NUMOCC	-0,017	0,026	<0,083

5 Diszkusszió

5.1 Táplálékkínálat, táplálékpreferencia és költési paraméterek különböző élőhelyeken

Eredményeink alapján a szalakóták szaporodási sikere nagyobb volt a mozaikos élőhelyen, mint a nagy kiterjedésű, természetes szikes pusztán. Korábbi vizsgálatok alapján ez utóbbi jelenti a szalakóta természetes élőhelyét a régióban (Szijj, 1958, Molnár, 1998), bár ez a faj nem tekinthető kizárólag a gyepekhez kötődőnek (Batáry *et al.*, 2007). A fészkelőhelyet jelentő természetes odvak hiánya miatt a faj költőállománya jelentősen lecsökkent (Kalotás, 1998; Molnár, 1998), de a mesterséges odúk kihelyezésének köszönhetően napjainkban ismét növekszik. A jelen vizsgálat eredményei szerint mindkét vizsgált élőhelyen diverz táplálékbázist találtunk. Jellemző volt az egyenesszárnyúak nagy mennyisége, amely főleg a fűhálóval vett mintákban dominált. A nagyobb egyenesszárnyú abundancia mellett a fűhálós mintavétel segítségével több taxont is ki tudtunk mutatni, mint a talajcsapdák használatával, s így ez a mintavételi módszer valószínűleg alkalmasabb a szalakóta potenciális táplálékkínálatának felméréséhez. A mezőgazdasági területek között fennmaradt mozaikgyepeken költő párok szaporodási sikere kissé nagyobb volt, mint a Baksi-pusztán költő egyedeké. Bár a szalakóták fő táplálékául szolgáló egyenesszárnyúak mennyisége az utóbbi területen volt nagyobb, a mozaikos területen költő egyedek valószínűleg kompenzálni tudták ezt más rovarok, bogarak és gerincesek fogyasztásával. Ez a váltás nem csökkentette a szaporodási sikert, sőt még növelte is azt.

A két vizsgálati területen az egyenesszárnyúak mennyisége ugyan különbözött, de a kamerafelvételek alapján mindkét élőhelyen ez a taxon volt a leggyakoribb a fiókáknak hordott zsákmányok között. Feltételezésünk szerint a szalakóták mind a két területen sikeresen tudták hasznosítani a rendelkezésre álló forrásokat és mind a két élőhely megfelelő volt számukra. A szalakóta korábbi természetes élőhelyei nem csak Magyarországon, hanem Európa-szerte megváltoztak. Spanyolországban ez a faj ma elsősorban gabonátlákat, öntözött szántókat, legelőket, tölgyeseket és olajfa ültetvényeket használ korábbi élőhelyei mellett (Avilés *et al.*, 1999, 2000, Avilés & Parejo, 2004). Avilés és Parejo (2004) vizsgálatai alapján az egyes művelési módok negatívan befolyásolhatják a faj költési paramétereit, valamint azt is felvetették, hogy a költőhelyek

csökkenésével is járó, egyre intenzívebb mezőgazdaság lehet szalakóta populációk csökkenésért felelős egyik legfontosabb tényező. Franciaországban a faj szintén költ mozaikos élőhelyeken, de itt is preferenciát mutat a nagy egyenesszárnyú denzitással rendelkező területek iránt (Bouvier *et al.*, 2014).

A szalakóták táplálékának összetétele a vizsgálati területeinken hasonló volt a már korábban leírt irodalmi adatokhoz Európából (Cramp *et al.*, 1993; Avilés & Parejo, 2002), de emellett vizsgálatunk azt is kimutatta, hogy lehet eltérés élőhelyenként a fiókák táplálékának összetételében. A vártamadarak zsákmányolási sikerét a táplálékkínálaton kívül a kiülőhelyek típusa, megléte és a vegetáció jellemzői is befolyásolhatják (Cramp *et al.*, 1993). A szalakóta egy polifág faj, változatos zsákmányt fogyaszt (Szijj, 1958). Eredményeink alapján a faj hatékonyan vált a prédataxonok között azok kínálatának függvényében. Például a mozaikos területen gyakrabban etettek a madarak kisemlősökkel és gyíkokkal. Avilés és Parejo (2002) kimutatta, hogy a kisemlősök jelentős biomassa mennyiséget jelentenek a fiókák táplálékában, így abundanciájuk pozitív hatással lehet a szaporodási sikerre. A kamerafelvételek alapján a szalakóták főleg könnyen hozzáférhető nagytestű rovarokkal, elsősorban egyenesszárnyúakkal etetik a fiókáikat, de ha a mennyiségük csökkent a mozaikos élőhelyen a bogarak mennyisége megnő a táplálékban. Más tanulmányok is hangsúlyozták a gerincesek szerepét a szalakóták táplálékában, de soha nem válik dominánssá, leginkább alkalmanként fordul csak elő (Szijj, 1958; Sosnowski & Chamielski, 1996). Erre csak egy kivételt írtak le, amikor a táplálék 70%-át tették ki (Barthos, 1906). A kisemlősök mellett a siklók, gyíkok és kételtűek is értékes tápláléktípust jelenthetnek, ha nagyon nagy mennyiségben vannak jelen a területen, de a magyarországi minták alapján csak kis gyakoriságban fordultak elő. A rendelkezése álló táplálék mennyisége az egész költési időszak alatt fontos a szalakóta párok eredményessége szempontjából. Pajero *et al.* (2012) a tojásrakási időszak alatt azt mutatta ki, hogy a nagyobb mennyiségű táplálék nagyobb tojásméretet eredményez. Vizsgálataink pedig igazolták, hogy a fiókanevelési időszak alatt a territóriumon belüli táplálékkínálat mennyisége befolyásolja a szaporodási sikert.

Irodalmi adatok alapján számos módszert alkalmaztak már a szalakóta fiókák táplálék-összetételének vizsgálatára, de egyik sem hasonlította össze az eltérő módszerek eredményeit ugyanazokban a territóriumokban. A legtöbb kutatás polifágiát talált a

szalakótánál (Cramp *et al.*, 1993) és hangsúlyozta a gerinces zsákmányállatok jelentőségét (Avilés *et al.*, 2002). Tidmarsh (2003) a fészektartalom alapján az egyenesszárnyúnak nagy gyakoriságát mutatta ki és Avilés *et al.* (2002) szintén ezt a taxont találta a leggyakoribb zsákmánytípusnak. Eredményeink ezzel szemben a fészektartalomnál a bogarak nagyobb szerepét jelezték, de a kamerafelvételek alapján számolt preferencia megegyezik a külföldi tapasztalatokkal. Azt találtuk, hogy a különböző mintavételi módszerek eltérő eredményeket adhatnak ugyanazon vizsgált párokra vonatkozóan. A szintén elsősorban rovarrevő tövisszúró gébics (Tryjanowski *et al.*, 2003a) estében is azt mutatták ki, hogy a különböző mintavételi módok (Tryjanowski *et al.*, 2003b; Golawski, 2006) eltérő eredményhez vezettek. A fészektartalom feltehetően túlbecsülheti a bogarak arányát a fiókák táplálékában, bár egy Kelet-Németországban végzett vizsgálat szerint a kiülőhelyek alatt gyűjtött köpetek és az odú tartalma alapján a bogarak gyakorisága lényegesen nagyobb volt (77%) mint az egyenesszárnyúaké (16,4%) (Cramp *et al.*, 1993). A fészektartalom elemzése viszont bizonyítottan alkalmas módszer olyan fontos zsákmányfajok azonosítására, ami a felvételeken szinte teljesen hiányzik. Ugyanakkor ez utóbbi módszer részletesebb információt ad a szalakóták táplálkozásáról. Az ezzel a módszerrel kapott eredményeink hasonlóak voltak a más fajokon találtakéhoz. Például a tövisszúró gébics táplálékában a bogarak mennyiségét a három módszer (köpet, maradványok, nyakörv) hasonlóan találta, de az egyenesszárnyúak mennyiségében eltértek (Tryjanowski *et al.*, 2003b). Ragadozómadaraknál a kisméretű zsákmányok alulbecslését mutatták ki maradványok elemzésénél (kékes rétihéja (*Circus cyaneus*), Redpath *et al.*, 2001; héja (*Accipiter gentilis*), gatyásölyv (*Buteo lagopus*), egerészölyv (*Buteo buteo*), Tornberg & Reif, 2007). A kamerafelvételeken az odúhoz szállított állatok között az egyenesszárnyúak voltak a leggyakoribbak, ez a taxon tette ki a zsákmány 40%-át, ezért feltehetően ez a legfontosabb prédataxon a szalakóta számára mindkét területen. Ezt megerősíti az az eredményem is, miszerint az egyenesszárnyúak mennyisége a táplálékkínálatban befolyásolja a szaporodási sikert, mind a két felmért élőhelyen. Eredményeink alapján feltételezhető, hogy a fészektartalom vizsgálata a nagyobb zsákmánytípusok esetében javasolt, mint például a bogarak, továbbá a különböző módszerek együttes használata részletesebb képet a szalakóta táplálék összetételéről.

5.2 A tájszerkezet hatása a szalakóta előfordulására

A szalakóta gyakori faj volt a vizsgálati területünkön, a 10×10 km-es UTM négyzetek több mint felében előfordult. Habár a természetes és a mesterséges odúban költő párok térben elkülönültek, a territóriumok élőhely-összetétele mégis hasonló volt (1. ábra). Valószínűleg a legfontosabb különbség ezen területek között a költőhelyek hiánya volt, amely megerősíti a mesterséges költőhelyek létesítésének jelentőségét a szalakóta védelmében. Korábbi munkák alapján a mesterséges odúk kihelyezése a jó minőségű táplálkozó területek közelében segítheti a szalakóták eredményes megtelepedését (Kiss *et al.*, 2014). A jelen vizsgálatban azt az eredményt kaptuk, hogy a különböző költőhely típusok élőhely-összetétele hasonló volt, fontos különbség azonban, hogy a természetes odúban költő territóriumokban az erdők és a heterogén mezőgazdasági területek és tanyák borítása nagyobb volt. Mesterséges odúk kihelyezése a fátlan gyepekre, illetve szántóterületekre segítheti a szalakóta elterjedési területének növelését. Palatitz *et al.* (2011) a kék vércsénél azt találta, hogy a madarak egy része rendszeresen használta a szántókat táplálkozó területként. Általánosságban elmondható, hogy mesterséges költőhelyet biztosító védelmi projektek célja egyrészt a foglalási ráta maximalizálása, tehát lehetőleg kerüljük el a nem megfelelő élőhelyeket, másrészt az, hogy az új fészkelőhelyek ne okozzanak csökkenést a szaporodási sikerben. Például, spanyolországi vizsgálatok alapján a mesterséges odú ökológiai csapdaként szolgálhat a szalakóták számára a magas gyászkiógy (*Malpolon monspessulanus*) predáció miatt (Rodríguez *et al.*, 2011). A kígyó predáció hiányzik a Kárpát-medencében, a vizsgálati területünkön a nyest (*Martes foina*) a leggyakoribb fészekpredátor. Korábbi spanyol vizsgálatok alapján a mandulaültetvények, a fenyőtelepítések és az autópályák közelsége nem kedvező a szalakóta számára (Rodríguez *et al.*, 2011).

Természetes territóriumokban költő szalakóták gyakrabban foglalják el a természetközeli élőhelyfoltokban lévő harkályodúkat, szemben az intenzívebben művelt területekkel (Bouvier *et al.*, 2014). Az üres és foglalt mesterséges odúk élőhely-összetétele nem különbözött. Ez alapján feltételezhetjük, hogy a nem elfoglalt odúk is

megfelelő élőhelyekre lettek kihelyezve, foglaltságot azonban más tényezők is befolyásolhatják, mint a bejárat nyílás iránya, a magasság és az odú láthatósága (Rodríguez *et al.*, 2011; Bouvier *et al.*, 2014). A fajtársak jelenléte szintén fontos tényező lehet (Václav *et al.*, 2011), illetve a hasonló készleteket hasznosító fajok (heterospecifikus élőhely másolás) jelenléte, mint szalakóta esetében a vörös vércse (*Falco tinnunculus*) is jelezheti a terület minőségét (Parejo *et al.*, 2004). A vizsgálati területünk azonban a vörös vércse nem foglalja el a szalakótáknak kihelyezett odúkat, mivel a bejárat nyílás túl szűk számára.

Számos korábbi kutatás vizsgálta szalakóták odúfoglalási rátáját, a költési paramétereket és a költőterület jellemzőit (Avilés *et al.*, 2000a,b; Avilés & Parejo, 2004; Parejo *et al.*, 2004; Rodríguez *et al.*, 2011). Spanyolországi homogén élőhelyeken egyértelmű preferenciát mutattak az öntözött területek, az olajfa ültetvények és a tölgyesek iránt, de kerülték a szántóterületeket (Avilés *et al.*, 2000a). A mezőgazdasági művelés intenzifikálódása negatív hatással volt a szalakóták denzitására és szaporodási sikerére (Avilés & Parejo, 2004). Az élőhely-összetétel hatását a szalakóták előfordulására azonban csak kevés esetben vizsgálták. Franciaországban az extenzív művelésű területek, mint a kaszálók és parlagok kedvezőek voltak a faj számára (Bouvier *et al.* 2014). Catry *et al.* (2011) Portugáliában szintén a parlagok preferenciáját és a szőlők, öntözött területek, olivaültetvények és gyümölcsösök negatív hatását mutatta ki. A jelen vizsgálat eredményei is ezt hangsúlyozzák, az állandó ültetvények negatív hatással voltak a szalakóta előfordulására 5×5 km-es skálán.

Bár a tájban az ember által előidézett változások negatívan hathatnak a madarakra, egyes fajok azonban preferenciát mutatnak heterogén mezőgazdasági területek iránt, sőt kedvező számukra az agrártájak változatossága (Benton *et al.*, 2003; Fahrig *et al.* 2011; Morelli *et al.* 2012; Stirnemann *et al.* 2014). A kérdés sokrétűségét mutatja, hogy ezzel szemben Báldi & Batáry (2011) azt találta, hogy nagyobb térskálán nézve az ellenkező hatás is megfigyelhető, főleg a gyepspecialista fajoknál. A jelen munkában azt találtuk, hogy a nagyobb fragmentáltság (nagyobb felszabdaltsági index index) kedvezett az a szalakóta előfordulásának a 10×10km-es szinten. Bár a szalakóta a nyílt területeket használja a táplálékszerzéshez, de az öreg erdőszegélyek, fák, fasorok - mint költőhelyek - szintén szükségesek a fennmaradásukhoz. Tehát a szalakóta esetében a

tájelemek összetételének és struktúrájának változatossága is hozzájárulhat a populáció hosszú távú fennmaradásához. A különböző diverzitás indexek használata során eltérő eredményt kaptunk a diverzitás hatásáról. Az 5×5 km-es skálán mért Shannon-diverzitás pozitívan, még a Simpson-diverzitás negatívan befolyásolta a szalakóták előfordulását. A két hasonló index ellentétes változására külföldi példák is vannak (Morris *et al.*, 2014; Nagendra, 2002). Mivel a Shannon-diverzitás a ritkább, a Simpson-diverzitás pedig a domináns felszínborítás típusokra érzékeny, az eredményünk azt mutatja, hogy a populáció számára a ritka élőhelyek, mint például a fészkelőhelyet jelentő fasorok, erdőfoltok vagy a jó minőségű táplálkozó területek megléte kiemelten fontos.

Magyarországon készült vizsgálat alapján kis léptékű táji változatosság kedvező lehet a madarak számára (Báldi & Batáry, 2011). A mi vizsgálati területünkön amellet, hogy a szalakóták számára fontos volt a költőhelyet jelentő lombos erdők megléte, a változatos agrártáj megfelelő táplálkozó területet jelentett. Tovább azt is kimutattuk, hogy a szabálytalan alakú foltok kedveznek a szalakóta előfordulásának (MSI territórium és 5×5 km-es szinten). Gil-Tena *et al.* (2008) szintén azt találta, hogy erdei fajok esetében a szabálytalan folt alakja (átlagos „circumscribing circle index”-szel mérve) pozitívan hathat a fajgazdaságra.

A természetes gyepek jelenléte (NATGRAS) ugyancsak pozitív hatással volt a szalakóta előfordulására. Ez az eredmény alátámasztja, hogy a territóriumok foglalásának fontos eleme a jó minőségű táplálkozó területek megléte (Kiss *et al.*, 2014). Az agrárkörnyezetbe ékelődött gyepfoltok szintén kiemelkedő jelentőségűek a kis őrgébics (*Lanius minor*) esetében, amely hasonló táplálékbázist hasznosít (Lovászi *et al.*, 2000; Giralt *et al.*, 2008). A dél-alföldi mintaterületen végzett vizsgálat alapján a gyepek kiemelten fontos táplálkozó területet jelentettek a kék vércsék számára is (Palatitz *et al.* 2011), illetve a nagyobb, tájléptékben való előfordulást is pozitívan befolyásolták (Fehérvári *et al.* 2008). A kisebb tanyákat, korábbi tanyahelyeket a vizsgált megyékben tipikusan földutak kötik össze a nagyobb aszfaltozott utakkal. A földutak pedig jó táplálkozóhelyet jelenthetnek egyes madárfajok számára, mivel jó láthatóvá és így könnyen hozzáférhető válnak az itt mozgó rovarok. (Tagmann-loset *et al.*, 2012).

A ma is természetes odúkat használó szalakóta párok térbeli elrendeződése jelentős csoportosulást mutat. Ezt a vizsgálati terület tájtörténeti múltjával is magyarázhatjuk. A Duna-Tisza közének ezen területein az emberi tevékenység egy igen fragmentált tájszerkezetet hozott létre, amely többek között a gyepek szőlőkké és szántókká való átalakítását is jelentette (Biró *et al.*, 2013). Eredményeink alapján azonban a kistáblás, extenzív szántók és a változatos élőhelyek (CLCTYPE és SH) az 5×5 km-es skálán nézve megfelelő táplálkozó területet biztosíthatnak. Ezzel párhuzamosan a területen igen jelentős erdősítések is történtek, elsősorban tájidegen fajokkal (fekete fenyő, akác), de még így is jelentős nyáras-borókás és fehéرنyár telepítések maradtak meg, amelyek fészkelőhelyet biztosíthatnak a szalakóta számára (Biró *et al.*, 2013).

Eredményeink alapján egyes felszínborítás kategóriák negatív hatással lehetnek a szalakóták előfordulására. Ilyenek az állandó kultúrák, amelyek a vizsgálati területen főleg a szőlők voltak, illetve kisebb léptékben a mocsarak nagy kiterjedése sem volt kedvező. Portugáliában végzett kutatások során Catry *et al.* (2011) szintén azt találta, hogy az extenzív szántók jelenléte pozitívan befolyásolta a szalakóták előfordulását. Ezzel ellentétben Avilés *et al.* (2000a) a szántó területek negatív hatását mutatta ki, mivel a kisebb táplálékkínálat következtében csökkent a szaporodási siker. Tehát az intenzív kultúrák közé ékelődött jó minőségű táplálkozó területeknek kiemelt jelentősége van a faj agrárkörnyezetben való megtelepedésében (Kiss *et al.*, 2014). A jelen vizsgálatban a CORINE felszínborítás kategóriák között a heterogén mezőgazdasági területekben belül találunk olyan élőhelyeket, illetve többféle élőhelyek együttes előfordulása (CLCTYPE) is pozitív hatással volt a faj jelenlétére. Báldi *et al.* (2005) a Hevesi-síkon végzett vizsgálata során azt találta, hogy a mozaikos élőhelyeken gyakori faj volt a szalakóta, és elsősorban a legelőket preferálta.

5.3 A szalakóta diszperziós mintázata

A szalakóta diszperziójáról más országokban eddig nem született felmérés. Eredményeink alapján a szalakóta egy kifejezetten területhű faj, a kifejlett egyedek az előző évi odújukhoz, vagy annak a közvetlen közelébe térnek vissza. A hímek területhűbbek voltak, mint a tojók, ami megfelelt a madaraknál megfigyelt általános mintázatnak monogám fajok esetében (Greenwood, 1980; Greenwood & Harvey, 1982; Clarke *et al.*, 1997). A fiatal egyedek születési diszperziós távolságai nagyobbak voltak a

költési diszperzióval. A madarak egy része a születési odú közelében szóródott, de megfigyelhető egy másik stratégia is, amelyet 100 km-nél nagyobb elmozdulások jellemeznek. A diszperzió egyik fontos funkciója, hogy kapcsolatot teremt az egyes metapopulációk között (Clobert *et al.*, 2001). Jelen vizsgálat esetében az észak-kelet magyarországi és a dél-alföldi állományok között a nem túl gyakori születési diszperzió jelenti a kapcsolatot. Összehasonlítva a búbosbankával (*Upupa epops*), amely egy közel rokon faj, élőhelye, költési szokásai és táplálékbázisa is hasonló, svájci vizsgálatok alapján a hímeknél a szalakótával közel azonos mértékű (0,83 km), míg a tojóknál annál kisebb (1,98 km) diszperziós távolságokat mutattak ki. Szemben a szalakótával, a búbos bankánál a diszperzió gyakori jelenség volt, illetve szintén jellemző volt az egy költési időszakon belüli, hasonló mértékű diszperzió (Bötsch *et al.*, 2012). A szalakótáknak egy költési időszakban, – a ritka pótköltéseket leszámítva –, csak egy fészekalja van, tehát ennél a fajnál költési időszakon belüli diszperzióról nem beszélhetünk.

Ha természetvédelmi szempontból vizsgáljuk meg a diszperzió jelentőségét, akkor azt láthatjuk, hogy a faj terjedési potenciálja meglehetősen kicsi. Mivel a legtöbb fiatal egyed a születési helyének 30 km-es körzetén belül keres először költőhelyet, a korábban a szalakóta előfordulási területébe eső dunántúli területek újra kolonizálása még mesterséges odú kihelyezésével is várhatóan lassú folyamat lehet. Míg a kiszámíthatatlan és jelentősen fluktuáló készleteket használó fajok diszperzióra hajlamosabbak, a szalakótára ennek pont az ellenkezője jellemző. A költőhelyül használt üregek kifejezetten ritkák a tájban, hiszen a szalakótának a gyepek és erdők határán lévő nagyméretű üregre van szüksége, amely azonban éveken keresztül használható. A spanyol kísérletek ezt támasztják alá, mivel a szalakóták nem mutattak preferenciát az új/tiszta odú iránt, illetve nem kerülték a korábban használtakat (Avilés *et al.*, 2000). Mivel a faj többféle táplálékbázist tud hasznosítani, illetve az aszinkron kelés lehetővé teszi, hogy egy hirtelen táplálékkínálat-csökkenés esetén is sikeres legyen a költés, még ha a szaporodási siker csökken is. A területválasztás szempontjából tehát sikeres stratégia lehet az, ha ismert egy olyan költőhely, ahol eredményes volt az előző évi költés, akkor ahhoz évről évre visszatér az egyed. A tojók nagyobb diszperziós távolságai alapján feltételezhető, hogy bár igen kis területen belül, de válogatnak a potenciális párok között. Emellett a költési diszperziót indukálhatja a predáció is.

5.4 Új mesterséges odúk kihelyezéseinek tapasztalatai

A mesterséges odúk kihelyezése alapvetően befolyásolhatja az odúban költő fajokért tett védelmi intézkedések hatékonyságát. Tehát az odúk kihelyezésekor minden tényezőt figyelembe kell venni, ami az adott faj fészkelőterület-választását befolyásolhatja. Azt találtuk, hogy a odú jellemzői szignifikánsan befolyásolhatják a foglalási rátát. Franciaországban a természetes odút használó szalakóták az alacsony odúkat preferálták (5.92 ± 0.41 m, átlag \pm s.d.; Bouvier *et al.*, 2014). A mi vizsgálati területünkön a madarak a magasabb odúkat kedvelték, viszont itt az odúk átlagos magassága 4.3 ± 0.07 volt, így a "magasabb odúk" nagyságrendileg a Bouvier által megjelölt tartományba estek. Butler (2001) erős preferenciát talált a bejáratí nyílás dél-nyugati és észak-nyugati iránya felé. Butler (2001) megfigyelései szerint a déli orientációjú odúkat egyszer sem, az északi odúkat is kis százalékban választották a madarak. Egy szlovák vizsgálat alapján az elfoglalt természetes odúk átlagos magassága ennél nagyobb, kb. 11 m volt, és bejáratí nyílás mindig a nyílt terület felé nézett, ami jó közvetlen bérépülési lehetőséget nyújtott a szalakótáknak (Bohus, 2002). A mi vizsgálati területünkön a madarak jobban kedvelték az oszlopra, mint a fára rakott odúkat. Rodríguez *et al.* (2011) Spanyolországban azt találta, hogy a szalakóták jobban kedvelték a jobban látható odúkat, de ezen párok szaporodási sikere kisebb volt, mint a természetes odúban költőké. A villanyoszlopokra kihelyezett odúk a fára helyezettéknél jobban láthatóak, hiszen az ágak nem biztosítanak takarást, mint a legtöbb fa esetében, ezért ezeket csak körültekintően lehet alkalmazni. Azonban Rodríguez *et al.* (2011) azt is kimutatta, hogy az különböző helyen lévő odúkat használó egyedek minősége nem tért el, a szaporodási siker csökkenését a korábban említett gyászkiógyó-predáció okozta, ami nem él a Kárpát-medencében.

A madarak fészkelőterület választását a költőterületen már megtelepedett fajtársak jelenléte is befolyásolhatja (public information; lásd pl. Danchin *et al.*, 2001). A heterospecifikus élőhely másolási hipotézis alapján az állatok más, hasonló ökológiai igényekkel rendelkező fajok is felmérhetik az adott területet. Ezt az elméletet már bizonyították a szalakóta és a vörös vércse közötti kapcsolatra (*Falco tinnunculus*) (Parejo *et al.*, 2004). A jelen vizsgálatban a fajtársak jelenlétére vonatkozó több változó hatását is

megvizsgáltuk az odúk foglaltságára. Az találtuk, hogy a legközelebbi természetes odúban költő pár távolsága befolyásolta a foglaltságot. Ez az eredmény egyrészt megerősíti Václav *et al.* (2011) spanyolországi eredményeit, miszerint a fajtársak azévi jelenlétének fontos szerepe van az odúk kolonizációjában. Az eredményeink alapján egy új odúkihelyezési program indítása előtt érdemes felmérni a már ott költő szalakóta populáció térbeli elhelyezkedését, mivel ennek figyelembevételével eredményesebb lehet a védelem. Emellett azonban figyelembe kell vennünk, hogy ez az eredmény azt is jelezheti, hogy természetes költőhelyek száma a mai napig csökken, így a kihelyezett új odúkat a korábbi költőhelyüket elveszett egyedek foglalják el. Bár a fajtársak jelenléte fontos, Spanyolországban leírt 6,53 pár/ 100 m denzitás (Václav *et al.*, 2011) itt nem alakul ki, ami mögött állhat a rosszabb eltartóképességű élőhely vagy az, hogy a Kárpát-medence a territoriálisabb viselkedés és így szoliter költés a jellemző.

A szalakóta élőhelyválasztását már több országban is vizsgálták korábban. Ausztriában a költési időszak elején a madarak főleg mezőgazdasági területeket használnak táplálkozási területként, később a gyepre váltanak (Sackl *et al.*, 2004). Spanyolországban a legnagyobb költési sikereket gyepon érték el a szalakóták, így ott feltehetőleg azok a legmegfelelőbb élőhelyek a faj számára, ezzel szemben az öntözött területeken költő egyedek reprodukciós teljesítménye csökken (Avilés & Parejo, 2004). Franciaországban a rétek jelentették a legfontosabb élőhelyet a szalakóták számára (Bouvier *et al.*, 2014). A jelen munkában a territórium szintjén a táplálkozó területek mennyisége nem befolyásolta az odúk foglaltságát. Mivel az odúkat egy természetvédelmi program keretében helyeztük ki, az elsődleges cél az volt, hogy a mesterséges költőhelyeket a lehető legoptimálisabb területeken hozzuk létre, ahol elegendő táplálkozó terület található.

A mesterséges odúk kihelyezése egy igen hatékony módszer a szalakóta védelmére, amely segítségével stabilizálni lehet egy csökkenő populációt. Más fajok, mint a kis őrgébics (*Lanius minor*), amely a maga által épített nyílt fészekben költ, még veszélyeztetettebb az agrárterületeken (Lovászi *et al.*, 2000). Az odúban költő fajok védelme azonban eredményes lehet, ha az élőhely-összetétel megfelelő (Kiss *et al.*, 2016) és vannak alkalmas táplálkozó területek is (Kiss *et al.*, 2014).

5.5 A térbeli heterogenitás szerepe a szalakóta védelmében

A hagyományos művelésű mezőgazdasági területeket többnyire különböző élőhelyfoltok változatossága jellemezte. Az agárterületek intenzifikálódása azonban – többek között – a természetes élőhelyek eltűnésével és a táj homogenizálódásával (monokultúrák terjedése) járt együtt (O'Connor & Shrubbs, 1990, Stoate *et al.*, 2009; Vickery & Arlettaz, 2012). A legtöbb madárfaj a költési időszak során többféle élőhelyet is használ, így az élőhely heterogenitás térléptéken is pozitív hatással lehet az agrárkörnyezetben élő madárfajok diverzitására (Böhning-Gaese, 1997, Tryjanowski, 1999; Atauri & de Lucio, 2001, Laiolo, 2004, Vickery & Arlettaz, 2012). Benton *et al.* (2003) összefoglaló munkájában hívta fel a figyelmet arra, hogy változatos struktúrában elhelyezkedő különböző kultúrák térben és időben diverz forrásokat biztosítanak, valamint, hogy a mezőgazdaságban bekövetkező változások összességében ezen tér- és időbeli heterogenitás csökkenéséhez vezettek. Ilyen változások voltak például a szegélyek eltűnése, a természetközeli élőhelyek területének csökkenése vagy éppen a kemikáliák használata és a fajszegény gyepek kialakítása. Herzon & O'hara (2007) ugyanezt a jelenséget mutatta ki a balti államokban. Eredményeik alapján, ahhoz hogy fenntartsuk, illetve növeljük az ezen élőhelyek biodiverzitását kiemelkedő jelentőségű a korábbi változatosság helyreállítása. A jelen dolgozat eredményei azt mutatják, hogy a heterogenitásnak többféle szinten is szerepe van a szalakóta védelmében. Egyrészt territórium szintjén a populáció a kínálatnak megfelelően változatos táplálékforrásokat tud hasznosítani, így a mesterséges költőhelyek biztosításával az agrárterületek közé ékelődött mozaikos gypfoltok is alkalmasak megtelepedésükre. A gyepek térbeli struktúrája, fiziológiája, változatossága a prédaállatok mennyiségét és hozzáférhetőségét is befolyásolják (Vickery *et al.*, 2001). Általánosságban elmondható, hogy bár a sűrű vegetáció nagyobb ízeltlábú mennyiséget tud eltartani, a hozzáférhetőségük azonban csökken a madarak számára. A rövidebb növényzetű foltok, illetve a csupasz talajfelszínek jobb táplálkozó területeket biztosítanak a földön táplálkozó és a vártamadár fajok számára is (Vickery & Arlettaz, 2012). Mind a két vizsgálati területen heterogén táplálkozó terület biztosított a szalakóták számára. A mozaikos élőhelyen a gyepek mellett elhelyezkedő földutakat és művelt területeket feltehetőleg szintén használták a madarak, amely magyarázhatja a nagyobb gerinces, illetve lőtücsök mennyiséget a fiókák táplálékában. A Baksi-pusztán a Dél-Alföld egyik értékes, fokozottan

védett területe, amely a löszgyepekkel és pusztai tölgyesekkel a mozaikos löszháti padkás össziskések vegetációs tájtípusba tartozik (Deák, 2010). Az összefüggő gyepterületet többféle társulás alkotja, megtalálhatóak itt löszgyepek maradvány foltjai, ürmös és cickóros szikes puszták valamint mézpázsitos szikfokok, szikes rétek, vakszikek és szikes mocsarak is (Deák, 2010). A területet változatos módon kezelik legeltetés (ló, juh, szarvasmarha, bivaly) és a kaszálás is jellemző, így összességében az egész költési időszak alatt megfelelő táplálkozóhelyet biztosít a szalakóták számára. Mivel természetközeli gyepek, így a Nyugat-Európában problémát jelentő, intenzíven kezelt gyepeken kialakuló sűrű vegetáció itt nem jellemző.

Ha nagyobb léptékben vizsgáljuk meg a térbeli heterogenitás hatását, bizonyos elemek megléte jelentősen befolyásolja az egyes madárfajok előfordulását, vagy a fajdiverzitást. Ilyen kiemelt fontosságú élőhelyek lehetnek például a szegélyek, sövények, fasorok (Vickery & Arlettaz, 2012, Berg *et al.*, 2015). Az erdőfoltok, magányos fák, bokrosok költő- és kiülőhelyet jelentenek a nagy őrgébics (*Lanius excubitor*) (Schaub 1996) és a töviszúró gébics számára (Brambilla *et al.*, 2007, 2010). A kis őrgébicsnél szintén fontos a kiülőhelyek megléte, illetve a territóriumban lévő különböző területek a költési időszak során más-más időszakban jelenthetnek optimális táplálkozó területet (Wirtitsch *et al.*, 2001). A szalakóták territórium szintű (1 km-es sugarú kör) vizsgálata során azt találtam, hogy a költőhely biztosítása mellett sokféle élőhelyet tudtak hasznosítani a madarak. A vegyes mezőgazdasági területek közül a tanyák és a komplex művelésű területek, amelyek egymás mellett elhelyezkedő kisterületű vegyes egynyári növényi kultúrák, legelők és évelő növényi kultúrák összességét jelentik, fontos költő- és táplálkozó területet jelentettek a szalakóták számára. A jelentős természetes vegetációt tartalmazó, de elsődlegesen mezőgazdasági területek (HET1, HET2), már inkább a változatos táplálkozóhely biztosításában játszanak szerepet. Ezeknek a területeken a jelentőségét a táplálék biztosítása szempontjából a Szatymaz-Balástya környéki területen végzett vizsgálatom is megerősíti, hiszen ezt a területet a gyepterületek mellett nagyrészt ezek a felszínborítás kategóriák jellemzik. Az új odúk kihelyezésénél ezzel némileg ellentétes eredményt kaptunk, mivel itt a komplex szerkezet gyenge negatív hatását tapasztaltuk. Ennek egyik oka lehet, hogy bár összességben a változatos terület jó táplálkozóhely, de az odú közvetlen közelében váltakozó egynyári kultúrák összetétele esetleg bizonyos években kedvezőtlen lehet a szalakóta populáció számára. A

mesterséges odú kihelyezése egy meglehetősen pénz- és emberigényes természetvédelmi beavatkozás, amely az odú éves ellenőrzését, javítását, és ha szükséges, a cseréjét is magában kell, hogy foglalja. Bár 1980-as évektől végzett odúkihelyezéseknek köszönhetően a hazai szalakóta populáció mérete és elterjedési területe jelentősen nőtt, az állomány nagy része ma mesterséges odúban költ, amely sérülékennyé teszi a fajt. A Dél-Alföldön végzett tájléptékű vizsgálataim abban nyújtanak segítséget, hogy az élőhelyek milyen összetétele és struktúrája teszi lehetővé a faj megjelenését a mesterséges odúk kihelyezése nélkül.

A heterogenitás nem csak a madarak, hanem a táplálékul szolgáló rovarok esetében is kedvező lehet. Egy gyepi szöcskefajnál (*Metrioptera bicolor*) kimutatták, hogy a helyi populációk fennmaradása valószínűbb, ha többféle mozaikos gyepfolt van a területen (Kindvall, 1996). A lepkék (Lepidoptera) esetében szintén a heterogenitás pozitív hatását mutatták ki (Atauri de Lucio, 2001). A fragmentációnak összetett hatása lehet a rovarok mozgására és denzitására (Hunter, 2002) és valószínűleg változatos zsákmányolási lehetőséget biztosíthat a rovarevő fajok számára. A mozaikos gyepfoltok a tájban a szántókon előforduló futóbogarak diverzitásának fontos meghatározói (Purtauf *et al.*, 2005). Több ízeltlábú csoport alapján végzett diverzitás vizsgálatok alapján, a heterogenitásnak ugyan van pozitív hatása, de a természetközeli foltok megléte a legmeghatározóbb a fajgazdaság megőrzésében (Hendrickx *et al.*, 2007) Tájléptékben a változatos táplálkozó területek megőrzésével hozzájárulhatunk a populáció jelenlegi állapotának fenntartásához.

Bár a szalakótát a francia szakemberek az extenzív agrárterületek lehetséges zászlóshajó fajának is javasolták (Tron, 2006), eredményeim alapján azonban csak korlátozottan alkalmazhatóak általánosságban a gyepekhez és mezőgazdasági területekhez kötődő fajokra. A heterogenitás változása, – bár legtöbb esetben valóban pozitív hatással lehet egy faj előfordulására, vagy a fajdiverzitásra –, azonban nem minden csoportnál egyforma. A generalista fajok, mint pl. a szarka (*Pica pica*) állományának növekedéséhez és egyes veszélyeztetett fajok csökkenéséhez vezethet (Batáry *et al.*, 2011). A földön fészkelő fajok általában a homogénebb területeket preferálják (Pickett & Siriwardena, 2011; Báldi & Batáry, 2011). A kis léptékű vegetáció- heterogenitás például a bokrosok jelenlétére egyes fajoknak kedvező, addig más, például a földön fészkelő fajokra

ez nem jellemző (Stirnemann *et al.*, 2014). A fogoly (*Perdix perdix*) jobban kedveli a homogén magasabb növényzetet, amely nagyobb biztonságot jelent a ragadozókkal szemben (Whittingham *et al.*, 2006). A hüllők és kételtűek esetében inkább egyes élőhely-típusok meglétének, mint a heterogenitásnak van szerepe a fajok gyakoriságában (Atauri de Lucio, 2001). Svédországban 72 agrár, illetve fás területek között elhelyezkedő 72 legelő vizsgálata során azt találták, hogy az agrárterületekkel körbevett gyepek fajgazdagabbak voltak, viszont a szalakótahoz hasonló életmódú fajok, mint a nyaktekercs (*Jynx torquilla*), a zöld küllő (*Picus viridis*) és a tövisszúró gébics (*Lanius collurio*), az erdő-legelő mozaikos területen fordultak elő nagyobb abundanciával (Sönderström & Part 2000). Az agrárterület–gyep mozaikok feltehetőleg jobb táplálékforrást jelentettek a magevőknek, viszont az előbbi fajok sérülékenysége miatt, (jelentős csökkenés Svédországban 1975-1995 között), az erdő–legelő komplexek védelme is fontos lehet. Holzkämper *et al.* (2006) szintén azt mutatta ki, hogy a tövisszúró gébics mellett az erdei pacsirta (*Lullula arborea*) és a közép fakopáncs (*Dendrocopos medius*) számára is kedvező a heterogén tájszerkezet, a kisebb, de diverzebb foltok megléte. Az erdei pacsirtánál a szabad földfelszínnek mennyisége is meghatározó, szőlősökben végzett kutatás alapján, ahol az 50% növényzeti borítás volt a legmegfelelőbb (Arlettaz *et al.*, 2012). A sövényhármány (*Emberiza cirrus*) esetében, – a mi szalakótánkhoz hasonlóan –, a szántók, a gyepek és az elegyes erdő pozitív, míg a gyümölcsösök negatív hatással voltak a faj előfordulására. A Kiskunságban többnyire az intenzív szőlőművelés a jellemző, és ezek a területek a szalakóta számára sem voltak kedvezőek. Morelli *et al.*, (2012) szintén tövisszúró gébicsen végzett kutatása ismételten a táji heterogenitás jelentőségét mutatta ki a faj élőhelyválasztásában és javasolja ezen szempontok figyelembevételét a védelmet célzó agrárpolitikában. A stabil lengyel nagy őrgébics állomány megőrzésében is főleg a még fennmaradt nagy élőhely heterogenitásnak van szerepe (Kuczynski *et al.*, 2010). A szalakóta számára fontos a fás vegetációfoltok jelenléte a tájban. Portugáliában azt találták, hogy sok, – a nyílt élőhelyeket kedvelő –, faj került az erdők határát és összességében az erdő jelenléte kevésbé ritka fajok megjelenését segítette elő. Nem minden faj esetében volt azonban kimutatható negatív hatás, ilyen volt például a parlagi pityer (*Anthus campestris*), az Európa-szerte veszélyeztetett reznek (*Tetrax tetrax*) (Reino *et al.* 2009). A táj-szintű természetvédelmi stratégiák kialakításánál tehát több faj ökológiai igényeit kell figyelembe vennünk a várható szocioökonómiai változásokkal

együtt, ebben pedig különböző scenáriók megalkotása jelentős segítséget nyújthat a jövőben (Hanspach *et al.*, 2014; Cardador *et al.*, 2015).

Konklúziók

A jelen dolgozatban bemutatott eredményeim több szempontból is hozzájárulnak a szalakóta védelméhez. Vizsgálataim szerint a mezőgazdasági területek közé ékelődött gyepfoltok megfelelő ízeltlábú mennyiséget tudnak biztosítani a faj számára, tovább igazolták, hogy a szalakóta változatos táplálékkínálatot képes hasznosítani így a mesterséges odúk kihelyezése ezekre a területekre is javasolható, a Kárpát-medencében ez nem jelent ökológiai csapdát a madarak számára. A mesterséges odúk kihelyezésénél fontos szempont a jó láthatóság és a fajtársak jelenléte, de a negatív denzitásfüggés is kimutatható. A diszperziós mintázat alapján a visszatérő fiatal egyedek megjelenésére is leginkább 5-50 km között lehet számítani, így az új odúk kihelyezésénél is érdemes ezt a távolságot alkalmazni. A tájléptékű élőhely-heterogenitás megőrzése fontos feladat a szalakóta védelmében, mivel a tájszerkezet a természetes költő- és táplálkozó területeket is képes biztosítani. Ennek megőrzése jelenti azonban a legnagyobb kihívást a faj védelmében, hiszen ezek a területek többnyire nem állnak védelem alatt, sok tulajdonoshoz, illetve kezelő szervhez kötődnek.

6 Köszönetnyilvánítás

Szeretném megköszönni a segítségét Dr. Tokody Bélának, akinek a segítsége, támogatása és biztatása nélkül ez a dolgozat nem jöhetett volna létre.

Köszönttel tartozom a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Csongrád megyei Helyi Csoportjának és a Kiskunsági Nemzeti Park munkatársainak a terepi munkában való segítségért, különösképpen Csibrány Baláznak, Mészáros Csabának, Ludnai Tündének, Pataki Zsoltnak, Nagy Tamásnak, Kiss Tamásnak, Lovászi Péternek, Balogh Gábornak, Szűcs Péternek és Borbáth Ernának.

Szeretném megköszönni a munkáját minden gyűrűzőnek, aki részt vett a szalakótagyűrűzési programban, illetve minden megfigyelőnek, akinek a megfigyelési adatát a MME Madárgyűrűzési Központ jóvoltából felhasználhattam.

Szeretném megköszönni a táplálékkínálat felmérésében nyújtott segítséget Dr. Torma Attilának, Dr. Gallé Róbernek, Csorba Tündének és Németh Csabának.

Szeretném megköszönni Elek Zoltánnak és Deák Baláznak a statisztikai elemzésben nyújtott segítségét.

Köszönettel tartozom témavezetőmnek, Dr. Moskát Csabának, a cikkek és a dolgozat megírásában nyújtott nélkülözhetetlen segítségért.

Szeretném megköszönni Prof. Dr. Gallé László tanár úrnak a dolgozat elkészítésében nyújtott hasznos tanácsait.

Végül szeretném megköszönni a családomnak, hogy mindvégig bíztattak és segítettek a munkám során.

7 Irodalomjegyzék

Ardia, D.R., Pérez, J.H. & Clotfelter, E.D. (2006) Nest box orientation affects internal temperature and nest site selection by Tree Swallows. *Journal of Field Ornithology*, 77: 339–344.

Arlettaz, R., Maurer, M.L., Mosimann-Kampe, P. Nusslé, S., Abadi, F., Braunisch, V. & Schaub, M. (2012) New vineyard cultivation practices create patchy ground vegetation, favouring Woodlarks. *Journal of Ornithology*, 153: 229–238.

Arroyo, B.E. & Garcia, J.T. (2006) Diet composition influences annual breeding success of Montagu's Harriers *Circus pygargus* feeding on diverse prey. *Bird Study*, 53: 73–78.

Augustin, N., Muggleston, M., & Buckland, S. (1996) An autologistic model for the spatial distribution of wildlife. *Journal of Applied Ecology*, 33, 339–347.

Atauri, J. A. & de Lucio, J. V. (2001) The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, 16: 147–159.

Avilés, J.M., Sánchez, J.M., Sánchez, A. & Parejo, D. (1999) Breeding biology of the Roller (*Coracias garrulus*) in farming areas of the southwest Iberian peninsula. *Bird Study* 46: 217–223.

Avilés, J. M. & Sánchez, A. (2000a) Avian responses to nest-box installation in steppes of the south-west of the Iberian Peninsula (Extremadura). *Avocetta*, 24: 51–54.

Avilés, J.M., Sánchez J.M. & Parejo, D. (2000b). The roller *Coracias garrulus* in Extremadura (southwestern Spain) does not show a preference for breeding in clean nestboxes. *Bird Study*, 47: 252–254.

Avilés, J.M., Sanchez, J.M. & Parejo, D. (2000c) Nest-site selection and breeding success in the Roller (*Coracias garrulus*) in the Southwest of the Iberian peninsula. *Journal of Ornithology*, 141: 345–350.

Avilés, J.M. & Parejo, D. (2002) Diet and prey type selection by Rollers (*Coracias garrulus*) during the breeding season in southwestern Iberian peninsula. *Alauda*, 70: 227–230.

Avilés, J.M. & Parejo, D. (2004) Farming practices and Roller *Coracias garrulus* conservation in south-west Spain. *Bird Conservation International*, 14: 173–181.

Avilés, J.M., Parejo, D. & Rodríguez, J. (2011) Parental favouritism strategies in the asynchronously hatching European Roller (*Coracias garrulus*). *Behaviour Ecology and Sociobiology*, 65:1549–1557.

Bakaloudisa, D.E., Lezekielc, S., Vlachosd, C.G., Bontzorlosd, V.A., M. Papakostad, M., Birrerb, S. (2012) Assessing bias in diet methods for the Long-legged Buzzard *Buteo rufinus*. *Journal of Arid Environments*, 77: 59–65.

Baillie, S.R. (1990) Integrated population monitoring of breeding birds in Britain and Ireland. *Ibis*, 132: 151–166

Báldi, A., Batáry, P., & Erdős, S. (2005) Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108: 251–263.

Báldi A., & Batáry P. (2011) The past and future of farmland birds in Hungary. *Bird study*, 58: 365–377.

Barthos, G. (1906) *Coracias garrulus*. *Aquila*, 13: 209.

Barton, K. (2013) MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.9.5. <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>

Batáry, P., Erdős, S. & Báldi, A. (2007) Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects. *Biodiversity and Conservation*, 16: 871–881.

Batáry, P., Fischer, J., Báldi, A., Crist, T. O. & Tschardtke, T. (2011) Does habitat heterogeneity increase farmland biodiversity? *Frontiers in Ecology and Environment*, 9: 152–153.

- Bayne, E.M., & Hobson, K.A.** (1997) Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. *Conservation Biology*, 11: 1418–1429.
- Becker, M.E., Bednekoff, P.A., Janis, M.W. & Ruthven, D.C.** (2009) Characteristics of foraging perch-sites used by Loggerhead Shrikes. *The Wilson Journal of Ornithology*, 121:104–111
- Bennett, A.F., James, Q., Radford, J.Q. & Haslem, A.** (2006) Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation*, 133: 250–264.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., & Wilson, J.D.** (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 182–188.
- Berg, Å., Wretenberg, J., Zmihorski, M., Hiron, M. & Pärt, T.** (2015) Linking occurrence and changes in local abundance of farmland bird species to landscape composition and land-use changes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 204: 1–7.
- Bionda, R. & Brambilla, M.** (2012) Rainfall and landscape features affect productivity in an alpine population of eagle owl *Bubo bubo*. *Journal of Ornithology*, 153: 167–171.
- Biró, M., Sztár, K., Horváth, F., Bagi, I. & Molnár Zs.** (2013) Detection of long-term landscape changes and trajectories in a Pannonian sand region: comparing land-cover and habitat-based approaches at two spatial scales. *Community Ecology*, 14: 219–230.
- Birrer, S., Spiess, M., Herzog, F., Jenny, M., Kohli, L. & Lugin, B.** (2007) The Swiss agri-environment scheme promotes farmland birds: but only moderately. *Journal of Ornithology*, 148: (Suppl 2): 295–303
- Boatman, N.D., Brickle, N.W., Hart, J.D., Milsom, T.P., Morris, A.J., Murray, A.W., Murray, K.A. & Robertson, P.A.** (2004) Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146 (Suppl. 2): 131–143.
- Bohus, M.** (2002) On breeding biology of the Roller (*Coracias garrulus*) in the Komárno town surroundings (SW Slovakia, Danubian basin). *Sylvia*, 38: 51–59.

- Bolton, M., Medeiros, R., Hothersall, B. & Campos, A.** (2004) The use of artificial breeding chambers as a conservation measure for cavity-nesting procellariiform seabirds: a case study of the Madeiran storm petrel (*Oceanodroma castro*). *Biological Conservation*, 116: 73–80.
- Bouvier, J. C., Muller, I., Génard, M., Lescourret, F. & Lavigne, C.** (2014). Nest-site and landscape characteristics affect the distribution of breeding pairs of European rollers *Coracias garrulus* in an agricultural area of southeastern France. *Acta Ornithologica*, 49: 23–32.
- Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H. & White, J.S.** (2009) Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.* 24: 127–135.
- Böhning-Gaese, K.** 1997 Determinants of Avian Species Richness at Different Spatial Scales. *Journal of Biogeography*, 24: 49–60.
- Bötsch, Y., Arlettaz, R. & Schaub, M.** (2012) Breeding Dispersal of Eurasian Hoopoes (*Upupa epops*) within and between Years in Relation to Reproductive Success, Sex, and Age. *The Auk*, 129: 283–295.
- Brambilla, M., Rubolini, D. & Guidali, F.** (2007) Between land abandonment and agricultural intensification: habitat preferences of Red-backed Shrikes *Lanius collurio* in low-intensity farming conditions. *Bird Study*, 54, 160–167.
- Brambilla, M., Casalea, F., Bergeroa, V., Boglianic, G., Crovettoa, M., Falcoa, R., Roatie, M. & Negric, I.** (2010) Glorious past, uncertain present, bad future? Assessing effects of land-use changes on habitat suitability for a threatened farmland bird species. *Biological Conservation* 143: 2770–2778.
- Britschgi, A., Spaar, R. & Arlettez, R.** (2006) Impact of grassland farming intensification on the breeding ecology of an indicator insectivorous passerine, the Whinchat *Saxicola rubetra*: lessons for overall Alpine meadowland management. *Biological Conservation*, 130: 193–205.

Bruun, M. & Smith, H.G. (2003) Landscape composition affects habitat use and foraging flight distances in breeding European starlings. *Biological Conservation*, 114, 179–187.

Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002) Model selection and multimodel inference: a practical information theoretic approach. Springer-Verlag, New York.

Butler S.J. (2001) Nest-site selection by the European roller (*Coracias garrulus*) in southern France. MSc Thesis, University of York, UK.

Butler, M.W., Whitman, B. W. & Dufty, A. M. (2009) Nest Box Temperature and hatching success of American Kestrels varies with nest box orientation. *The Wilson Journal of Ornithology*, 121: 778–782.

Cardador, L., De Cáceres, L.M., Giralt, D., Bota, G., Aquilué, N., Arroyo, B., Mougeot, F., Cantero-Martínez, Viladomiu, L., Rosell, J., Casas, F., Estrada, A., Álvaro-Fuentes, J. & Brotons, L. (2015) Tools for exploring habitat suitability for steppe birds under land use change scenarios. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200: 119–125.

Carson, R. (1962) *Silent Spring*. Houghton Mifflin, Boston

Catry, I., Catry, T., Granadeiro, J.P., Franco, A.M.A. & Moreira, F. (2014) Unravelling migration routes and wintering grounds of European rollers using light-level geolocators. *Journal of Ornithology*, 155: 1071–1075.

Catry, I., Silva, J.P., Cardoso, A., Martins, A., Delgado, A., Sanches, A.R., Santos, A., Estanque, B., Cruz, C.M., Pacheco, C., Leitão, D., Pereira, E., Matilde, E., Moital, F., Romba, F., Sequeira, N., Monteiro, P., Rocha, P., Correia, R., Alcazar, R., Cangarato, R., Heleno, R., Catry, T., Silva, T. & Ferro, T. (2011) Distribution and population trends of the European roller in pseudo-steppe areas of Portugal: results from a census in sixteen SPAs and IBAs. *Airo*, 21: 3–14.

Chalfoun, A.D., Thompson, F.R. & Ratnaswamy, M.J. (2002) Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation Biology*, 16: 306–318.

Chamberlain, D.E. & Fuller, R.J. (2000) Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78: 1–17.

Charter, M., Meyrom, K., Leshem, Y., Aviel, S., Izhaki, I. & Motro, Y. (2010) Does nest box location and orientation affect occupation rate and breeding success of Barn Owls *Tyto alba* in a semi-arid environment? *Acta Ornithologica*, 45: 115–119.

Cerezo, A., Conde, M. C. & Poggio, S. I. (2011) Pasture area and landscape heterogeneity are key determinants of bird diversity in intensively managed farmland. *Biodiversity and Conservation*, 20: 2649–2667.

Clarke, A. L., Sæther, B.E. & E. Røskoft, E. (1997) Sex biases in avian dispersal: a reappraisal. *Oikos* 79: 429–438.

Cramp, S., Perrins, C.M. & Brooks, D.J. (ed.) (1993) *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 7. Oxford University Press, Oxford.

Cody, M.L. (1981) Habitat Selection in Birds: The Roles of Vegetation Structure, Competitors, and Productivity. *BioScience*, 31: 107–113.

Cody, M. L. (1985) *Habitat selection in birds*. Academic Press, New York.

Colbert, J., Danchin, E., Dhondt, A.A. & Nichols, J.D. (2001) *Dispersal*. Oxford University Press, New York.

Danchin, E., Heg, D. & Doligez, B. (2001) Public information and breeding habitat selection. In: *Dispersal* (Colbert, J, Danchin, E., Dhondt, A. A. & Nichols, J, D, eds). Oxford University Press, Oxford. pp. 243–258.

Dale, S. & Slagsvold, T. (1990) Random settlement of female pied flycatchers, *Ficedula hypoleuca*: significance of male territory size. *Animal behaviour*, 39: 231–243.

de la Pena, M.N., Butet A, Delettre, Y., Paillat, G., Morant, P., Le Du, L. & Burel, F. (2003) Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 18: 265–278.

Deák, J.Á. (2010) Csongrád megye kistájainak élőhelymintázata és tájökológiai szempontú értékelése. PhD dolgozat, Szegedi Tudományegyetem, Szeged.

Doligez, B., Danchin. E., Clobert, J. & Gustafsson, L. (1999) The use of conspecific reproductive success for breeding habitat selection in a non-colonial, hole-nesting species, the collared flycatcher. *Journal of Animal Ecology*, 68: 1193–1206.

Dombrowski, A. & Golawski, A. (2002) Changes in numbers of breeding birds in an agricultural landscape of east-central Poland. *Vogelwelt*, 123: 79–87.

Donald, P.F., Green, R. E. & Heath, M.F. (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceeding of Royal Society B*, 268: 25–29.

Donald, P.F., Pisano, G., Rayment, M.D. & Pain, D.J. (2002) The common agricultural policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 89: 167–182.

Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J. & van Bommel, F.P.J. (2006) Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116: 189–196.

Emmenegger, T., Mayet, P., Duriez, O. & Hahn, S. (2014). Directional shifts in migration pattern of rollers (*Coracias garrulus*) from a western European population. *Journal of Ornithology*, 155: 427–433.

Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M. & Martin, J.L. (2011) Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14: 101–112.

Fehérvári, P., Harnos, A., Neidert, D., Solt, Sz. & Palatitz, P. (2009) Modelling habitat selection of the Red-footed Falcon (*Falco vespertinus*): A possible explanation of recent changes in breeding range within Hungary. *Applied Ecology and Environmental Research*, 7: 59–69.

Fidlóczy, J., Bagyura, J., Nagy, K., Szitta, T., Haraszthy, L. & Tóth, P. (2014) Bird conservation on electric-power lines in Hungary: Nest boxes for saker falcon and avian protection against electrocutions. Projects' report. Slovak Raptor Journal, 8: 87–95.

Finch, T., Saunders, P., Avilés, J.M., Bermejo, A., Catry, I., de la Puente, J., Tamara Emmenegger, T., Mardega, I., Mayet, P., Parejo, D., Racinskis, E., Juan Rodríguez-Ruiz, J., Sackl, P., Schwartz, T., Tiefenbach, M., Valera, F., Hewson, C., Franco, A. & Butler, S. (2015) A pan-European, multipopulation assessment of migratory connectivity in a near-threatened migrant bird. Diversity and Distributions, 21: 1051–1062.

Fisher, R. J. & Davis, S. K. (2010) From Wiens to Robel: A review of grassland-bird habitat selection. The Journal of Wildlife Management, 74: 265–273.

Fuller, R.J., Trevelyan, R.J. & Hudson, R.W. (2006) Landscape composition models for breeding bird populations in lowland English farmland over a 20 year period. Ecography, 20: 295–307.

Gil-Tena, A., Torras, O. & Saura S. (2008) Relationship between forest landscape structure and avian species richness in NE Spain. Ardeola, 55: 27–40.

Giralt, D., Brotons, L., Valera, F. & Krištín, A. (2008) The role of natural habitats in agricultural systems for bird conservation: the case of the threatened Lesser Grey Shrike. Biodiversity and Conservation, 17: 1997–2012.

Golawski, A. (2006) Comparison of methods for diet analysis and prey preference: a case study of Red-backed Shrike *Lanius collurio*. Ornis Fennica, 83: 108–116.

Golawski, A. & Golawska, S. (2008) Habitat preference in territories of the Red-backed Shrike *Lanius collurio* and their food richness in an extensive agriculture landscape. Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae, 54: 89–97.

Golawski, A. & Meissner, W. (2008) The influence of territory characteristics and food supply on the breeding performance of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in an extensively farmed region of eastern. Ecological Research, 23: 347–353.

- Goodenough, A.E., Maitland, D.P, Hart, A.G. & Elliot, S.L.** (2008) Nestbox orientation: a species-specific influence on occupation and breeding success in woodland passerines. *Bird Study*, 55: 222–232.
- Gottschalk, T.K., Ekschmitt, K. & Wolters, V.** (2011) Efficient placemet of nest-box for the little owl (*Athene noctua*). *Journal of Raptor Research*, 45: 1–14.
- Greenwood, P.J.** (1980) Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour*, 28: 1140-1162.
- Greenwood, P.J. & Harvey, P.H** (1982) The Natal and Breeding Dispersal of Birds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13: 1–21.
- Grishchenko, V.N.** (2001) Phenology of autumn migration of the Roller in Ukraine. *Berkut*, 6: 111–114.
- Hadarics, T. Zalai, T.** (szerk.) (2008) Magyarország madarainak névjegyzéke - Nomenclator avium Hungariae. An annotated list of the birds of Hungary. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, MME Nomenclator Bizottság, Budapest
- Hakkarainen, H., Mykra, S., Kurki, S., Korpimäki, E., Nikula, A., & Koivunen, V.** (2003) Habitat composition as a determinant of reproductive success of Tengmalm's owls under fluctuating food conditions. *Oikos*, 100: 162–171.
- Hanspach, J., Hartel, T., Milcu, A.I., Mikulcak, F., Dorresteijn, I., Loos, J., von Wehrden, H., Kuemmerle, T., Abson, D., Kovács-Hostyánszki, A., Báldi, A. & Fischer, J.** (2014) A holistic approach to studying social-ecological systems and its application to southern Transylvania. *Ecology and Society* 19: 32.
- Haraszthy, L.** (szerk) (1984) Breeding birds of Hungary. (In Hungarian) – Natura, Budapest.
- Hart, J.D., Milsom, T.P., Fisher, G., Wilkens, V., Moreby, S.J., Murray, A. W.A. & Robertson, P.A.** (2006) The relationship between yellowhammer breeding performance, arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland. *Journal of Applied Ecology*, 46: 81–91.

- Hendrickx, F., Maelfait, J., Wingerden, W.V.A.N., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S. Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T.I.M., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V. & Bugter, R.O.B.** (2007) How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44: 340–351.
- Herzon, I. & O'hara R.B.** (2007) Effects of landscape complexity on farmland birds in the Baltic States. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118: 297–306.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G.** (1980) Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42: 47–58.
- Hoi, H., A. Krištín, A., Valera, F. & Hoi, C.** (2012) Traditional versus non-traditional nest-site choice: alternative decision strategies for nest-site selection. *Oecologia*, 169: 117–124.
- Holzkämper, A., Lausch, A. & Seppelt, R.** (2006) Optimizing landscape configuration to enhance habitat suitability for species with contrasting habitat requirements. *Ecological Modelling*, 198: 277–292.
- Hunter, M.D.** (2002) Landscape structure, habitat fragmentation, and the ecology of insects. *Agricultural and Forest Entomology*, 4: 159–166.
- Johnsson K., Nilsson S.G. & Tjernberg M.** (1993) Characteristics and utilization of old black woodpecker *Dryocopus martius* holes by hole-nesting species. *Ibis*, 135: 410–416.
- Jansson, G. & Angelstam, P.** (1999) Threshold levels of habitat composition for the presence of the long-tailed tit (*Aegithalos caudatus*) in a boreal landscape. *Landscape Ecology*, 14: 283–290.
- Kalotás, Zs.** (1998) The Roller *Coracias garrulus*. In Haraszthy, L. (ed.) *Birds of Hungary*, 233–234. Mezőgazda Kiadó, Budapest (in Hungarian).
- Kindvall, O.** (1996) Habitat Heterogeneity and survival in a bush cricket metapopulation. *Ecology*, 77: 207–214.

Kiss, O., Elek, Z., & Moskát, Cs. (2014) High breeding performance of European rollers *Coracias garrulus* in a heterogeneous farmland habitat of southern Hungary. *Bird Study*, 61: 496–505.

Kiss, O. & Tokody, B. (2010) A szalakóta (*Coracias garrulus*) helyzete és a védelmi intézkedések összefoglalása a Dél-Alföldön. *Heliaca*, 8: 108–11.

Kiss, O., Tokody, B., Deák, B. & Moskát, Cs. (2016) Increased landscape heterogeneity supports the conservation of European rollers (*Coracias garrulus*) in southern Hungary. *Journal for Nature Conservation*, 29: 97–104.

Klein Á., Nagy, T., Csörgő, T. & Mátics, R. (2007) Exterior nest-boxes may negatively affect barn owl *Tyto alba* survival: an ecological trap. *Bird Conservation International*, 17: 273–281.

Kleijn, D. & Sutherland, W. J. (2003) How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, 40: 947 – 969.

Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A, Batáry, P., Concepción, E.D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovács, A., Marshall, E.J.P , Tcharntke, T., & Verhulst, J. (2009) On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of Royal Society, B* 276: 903–909.

Koleček, J., Reif, J., Stastny, K. & Bejcek, V. (2010) Changes in bird distribution in a Central European country between 1985–1989 and 2001–2003. *Journal of Ornithology*, 151:923–932.

Korpimäki, E. (1984) Population dynamics of birds of prey in relation to fluctuations in small mammal populations in western Finland. *Ann. Zool. Fenn.* 21: 287–293.

Korpimäki, E. (1985) Clutch size and breeding success in relation to nest-box size in Tengmalm's owl *Aegolius funereus*. *Holarctic Ecology*, 8: 175–180.

Korpimäki, E. & Norrdahl, K. (1991) Numerical and functional responses of Kestrels, short eared owls, and long eared owls to vole densities. *Ecology*, 72: 814–826.

Kotymán, L., Solt, S., Horváth, É., Palatitz, P. & Fehérvári P. (2015) Demography, breeding success and effects of nest-type in artificial colonies of Red-footed Falcons and allies. *Ornis Hungarica*, 23: 1–21.

Kovács, A., Barov, B., Orhun, C. & Gallo-Orsi, U. (2008) International species action plan for the European roller *Coracias garrulus garrulus*. available at:
http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/action_plans/docs/coracias_garrulus_garrulus.pdf

Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B. & Siriwardena G.M. (1999) The second silent spring? *Nature*, 400: 611–612.

Kuczynski, L., Antczak, M., Czechowski, P., Grzybek, J., Jerzak, L., Zabłocki, P. & Tryjanowski, P. (2010) A large scale survey of the great grey shrike *Lanius excubitor* in Poland: breeding densities, habitat use and population trends. *Annales Zoologici Fennici*, 47: 67–78.

Laiolo, P., Dondero, F., Ciliento, E. & Ronaldo, A. (2004) Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *Journal of Applied Ecology* 41: 294–304.

Lambrechts, M., Wiebe, K., Sunde, P., Solonen, T., Sergio, F., Roulin, A., Moller, A.P., Lopez, B.C., Fargallo, J., Exo, K.M., Dell'Omo, G., Costantini, D., Charter, M., Butler, M., Bortolotti, G., Arlettaz, R. & Korpimäki, E. (2012) Nest box design for the study of diurnal raptors and owls is still an overlooked point in ecological, evolutionary and conservation studies: a review. *Journal of Ornithology*, 153: 23–34.

Lepš, J., & Šmilauer, P. (2003) Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

Libois, E., Gimenez, O., Oro, D., Mínguez, E., Pradel, R. & Sanz-Aguilar, A. (2012) Nest boxes: A successful management tool for the conservation of an endangered seabird. *Biological Conservation*, 155: 39–43.

Lopez, B.C., Potrony, D., Lopez, A., Badosa, E., Bonada, A. & Salo, R. (2010) Nest-box use by boreal owl (*Aegolius funereus*) in Pyrenees mountains in Spain. *Journal of Raptor Research*, 44: 40–49.

López-Iborra, G.M., Limiñana, R., Pavón, D. & Martínez-Pérez, J.E. (2011) Modelling the distribution of short-toed eagle (*Circaetus gallicus*) in semi-arid Mediterranean landscapes: identifying important explanatory variables and their implications for its conservation. *European Journal of Wildlife Research*, 57: 83–93.

Lovászi, P., Bártol, I. & Moskát, C. (2000) Nest site selection and breeding success of the lesser grey shrike (*Lanius minor*) in Hungary. (Proceedings of the Third International Shrike Symposium) *Ring*, 22: 157–164.

Lowther, P.E. (2012) Does nest-box size impact clutch size of house sparrows? *Wilson Journal of Ornithology*, 124: 384–389.

Lüütsepp, G., Kalamees, A. & Lüütsepp, O. (2011) European Rollers *Coracias garrulus* in Estonia 2000–2011. *Hirundo*, 24: 61–72

Magyar, G., Hadarics, T., Waliczky, Z., Schmidt, A., Nagy, T. & Bankovics, A. (1998) Magyarország madarainak névjegyzéke *Nomenclator Avium Hungariae*. An annotated list of the birds of Hungary. Hungarian Checklist and Rarities Committee, Birdlife Hungary, Budapest.

Margalida, A., Bertran, J. & Heredia, R. (2009) Diet and food preferences of the endangered Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*: a basis for their conservation. *Ibis*, 151: 235–243

Martin, T.E. (1995) Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. *Ecological Monographs*, 65: 101–127.

Martin, T.E. (1987) Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 18: 453–87.

Martin K. & Eadie J.M. (1999) Nest webs: A community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management*, 115: 243–257.

Marques, A.T., Henriques, I., Catry, I. & Moreira, M.I. (2005) Distribution of the roller *Coracias garrulus* in Portugal, an historical approach. *Areola*, 52: 173–176.

McFadden, D. (1973) Conditional logit analysis of qualitative choice behaviour: In: Zarembka, J. (ed.), *Frontiers in econometrics*, 105–142. Academic Press, New York.

Molnár, G. (1998) Breeding biology and foraging of Rollers (*Coracias garrulus*) nesting in nest-boxes. (In Hungarian, Abstract in English). *Ornis Hungarica* 8. Suppl. 1: 119–124.

Møller, A.P., Rubolini, D. & Lehikoinen, E. (2008) Populations of migratory bird species that did not show a phenological response to climate change are declining. *PNAS* 42: 16195–16200.

Møller, A.P., Adriaensen, F., Artemyev, A., Banbura, J., Barba, E., Biard, C., Blondel, J., Bouslama, Z., Bouvier, J.C., Camprodon, J., Cecere, F., Chaine, A., Charmantier, A., Charter, M., Cichon, M., Cusimano, C., Czeszczewik, D., Doligez, B., Doutrelant, C., Dubiec, A., Eens, M., Eeva, T., Faivre, B., Ferns, P.N., Forsman, J.T., Garcia-del-Rey, E., Goldshtein, A., Goodenough, A.E., Gosler, A.G., Gozdz, I., Gregoire, A., Gustafsson, L., Hartley, I.R., Heeb, P., Hinsley, S.A., Isenmann, P., Jacob, S., Jarvinen, A., Juskaitis, R., Kania, W., Korpimäki, E., Krams, I., Laaksonen, T., Leclercq, B., Lehikoinen, E., Loukola, O., Lundberg, A., Mainwaring, M.C., Mand, R., Massa, B., Mazgajski, T.D., Merino, S., Mitrus, C., Monkkonen, M., Morales-Fernandez, J., Moreno, J., Morin, X., Nager, R.G., Nilsson, J.A., Nilsson, S.G., Norte, A.C., Orell, M., Perret, P., Perrins, C.M., Pimentel, C.S., Pinxten, R., Priedniece, I., Quidoz, M.C., Remes, V., Richner, H., Robles, H., Russell, A., Rytönen, S., Senar, J.C., Seppänen, J.T., da Silva, L.P., Slagsvold, T., Solonen, T., Sorace, A., Stenning, M.J., Torok, J., Tryjanowski, P., van Noordwijk, A.J., von Numers, M., Walankiewicz, W. & Lambrechts, M.M. (2014) Clutch-size variation in Western Palearctic secondary hole-nesting passerine birds in relation to nest box design. *Methods in Ecology and Evolution*, 5: 353–362.

Morales, M.B., Garcia, J.T., & Arroyo, B. (2005) Can landscape composition changes predict spatial and annual variation of little bustard male abundance? *Animal Conservation*, 8: 167–174.

Moreira, F., Silva, J.P., Estanque, B., Palmeirim, J.M., Lecoq, M., Pinto, M., Leitao, D., Alonso, I., Pedroso, R., Santos, E., Catry, T., Silva, P., Henriques, I. & Delgado, A. (2012). Mosaic-level inference of the impact of land cover changes in agricultural landscapes on biodiversity: a case-study with a threatened grassland bird. *PLoS ONE* 7, e38876.

Morelli, F., Santolini, R. & Sisti, D. (2012) Breeding habitat of red-backed shrike *Lanius collurio* on farmland hilly areas of Central Italy?: is functional heterogeneity one important key?. *Ethology Ecology and Evolution*, 24: 127–139.

Morelli, F., Pruscini, F., Santolini, R., Perna, P., Benedetti, Y., & Sisti, D. (2013) Landscape heterogeneity metrics as indicators of bird diversity: determining the optimal spatial scales in different landscapes. *Ecological Indicators*, 34: 372–379.

Morris, A.J., Wilson J.D., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B. (2005) Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (*Emberiza citrinella*). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 106: 1–16.

Morris, E.K., Caruso, T., Buscot, F., Fisher, M., Hancock, C., Maier, T.S., Meiners, T., Müller, C., Obermaier, E., Prati, D., Socher, S.A., Sonnemann, I., Wäschke, N., Wubet, T., Wurst, S. & Rillig, M.C. (2014). Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and Evolution*, 4: 3514–3524.

Nagy, Sz., Nagy, K. & Szép, T. (2009) Potential Impact of EU Accession on Common Farmland Bird Populations in Hungary. *Acta Ornithologica*, 44: 37–44.

Nagendra, H. (2002) Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography*, 22: 175–186.

Navara, K.J. & Anderson, E.M. (2011) Eastern Bluebirds Choose Nest Boxes Based on Box Orientation. *Southeastern Naturalist*, 10: 713–720.

Newton, I. (1994) The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biological Conservation*, 70: 265–276.

Newton, I. (2004) The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146:579–600.

- Nilsson, S.G.** (1984) The Evolution of Nest-site selection among hole-nesting birds: the importance of nest predation and competition. *Ornis Scandinavica*, 15: 167–175.
- O'Connor, R.J., & Shrubbs, M.** (1990) *Farming and birds*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Olah, G., Vigo, G., Heinsohn, R. & Brightsmith, D.J.** (2014) Nest site selection and efficacy of artificial nests for breeding success of Scarlet Macaws *Ara macao macao* in lowland Peru. *Journal for Nature Conservation*, 22: 176–185.
- Oring, W. & Lank, D.B.** (1982) Sexual selection, arrival times, philopatry and site fidelity in the polyandrous spotted sandpiper. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 10: 185–191.
- Pain, D.J. & Pienkowski, M.W.** (1997) *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. Academic Press, London, UK.
- Palatitz, P., Fehérvári, P., Solt, SZ., Kotymán, L., Neidert, D. & Harnos, A.** (2011) Exploratory analysis of foraging habitat selection of the Red-footed Falcon (*Falco vespertinus*). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 57: 255–268.
- Parejo, D., Danchin, E., & Avilés, J.M.** (2004) The heterospecific habitat copying hypothesis: can competitors indicate habitat quality? *Behavioral Ecology*, 16: 96–105.
- Parejo, D., Silva N. & Avilés, J.M.** (2007) Within-brood size differences affect innate and acquired immunity in roller *Coracias garrulus* nestlings. *Journal of Avian Biology*, 38: 717–725
- Parejo, D., Silva N., Avilés, J.M. & Danchin É.** (2010) Developmental plasticity varied with sex and position in hatching hierarchy in nestlings of the asynchronous European roller, *Coracias garrulus*. *Biological Journal of the Linnean Society*, 99: 500–511
- Parejo, D., Avilés, J.M. & Rodríguez, J.** (2012) Supplemental food affects egg size but not hatching asynchrony in rollers. *Behavioural Ecology and Sociobiology*, 66: 1097–1105.
- Part, T.** (1991) Philopatry pays – A comparison between Collared flycatcher sisters. *American Naturalist*, 138: 790–796

Pasinelli, G. (2007) Nest site selection in middle and great spotted woodpeckers *Dendrocopos medius* & *D. major*: implications for forest management and conservation. *Biodiversity and Conservation*, 16: 1283–1298.

Pe'er, G., Dicks, L.V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T.G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R.D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P.R., Kleijn, D., Neumann, R.K., Robijns, T., Schmidt, J., Schwartz, A., Sutherland, W.J., Turbé, A., Wulf, A.F., Scott, A.V. (2014) EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science*, 344: 1090–1092.

Peterjohn, B.G. & Sauer, J.R. (1999) Population status of North American grassland birds from the North American Breeding Bird Survey, 1966–1996. *Ecology and Conservation of Grassland Birds of the Western Hemisphere* (eds P.D. Vickery & J.R. Herkert), pp. 27–44. Cooper Ornithological Society, Camarillo, CA.

Pickett, S.R.A. & Siriwardena, G.M. (2011) The relationship between multi-scale habitat heterogeneity and farmland bird abundance. *Ecography*, 34: 955–969.

Poole, T.F. (2006) An analysis of digital camera images as a mark of European Roller feeding activity. *Synthèse des études et travaux de conservation*. pp. 11. A Rocha, France.

Poole T.F. (2007) An Assessment of the breeding population of the European Roller, *Coracias garrulus*, in the Vallée d es Baux. Internal report. A Rocha France.

Purtauf, T., Roschewitz, I., Dauber, J., Thies, C., Tscharntke, T. & Wolters, V. (2005) Landscape context of organic and conventional farms: influences on carabid beetle diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108: 165–174.

R Core Team (2013) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Radovic, A. & Tepic, N. (2009) Using Corine Land Cover Habitat Database for the analysis of breeding bird habitat: case study of white storks (*Ciconia ciconia*) from northern Croatia. *Biologia*, 64: 1212–1218.

Rangel, T.F., Diniz-Filho, J.A.F. & Bini, L.M. (2010) SAM: a comprehensive application for spatial analysis in macroecology. *Ecography*, 33: 46–50.

Ratcliffe, D.A. (1993) *The Peregrine*, 2nd edn. Calton: Poyser.

Redpath S.M., Clarke R., Madders M., Thirgood S.J. (2001) Assessing raptor diet: comparing pellets, prey remains, and observational data at Hen Harrier nests. *Condor*, 103: 184–188.

Reif, J., Vorísek, P., Stastny, K., Bejcek, V. & Petr, J. (2008) Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. *Ibis*, 150: 596–605.

Reino, L., Beja, P., Osbornec, P.E., Morgadoe, R., Antonio Fabiaoa, A. & Rotenberry, J.T. (2009) Distance to edges, edge contrast and landscape fragmentation: Interactions affecting farmland birds around forest plantations. *Biological Conservation*, 142: 824–838.

Remacha, C. & Delgado, J.A. (2009) Spatial nest-box selection of cavity-nesting bird species in response to proximity to recreational infrastructures. *Landscape and Urban Planning*, 93: 46–53.

Rodríguez, J., Avilés, J.M. & Parejo, D. (2011) The value of nestboxes in the conservation of Eurasian Rollers *Coracias garrulus* in southern Spain. *Ibis*, 153: 735–745.

Rodríguez-Ruiz, J., de la Puente, J., Parejo, D., Valera, F., Calero-Torralbo, M.A., Reyes-González, J.M., Zajková, Z., Bermejo, A. & Avilés, J.M. (2014) Disentangling Migratory Routes and Wintering Grounds of Iberian Near-Threatened European Rollers *Coracias garrulus*. *PLoS ONE* 9, e115615.

Ruffino, L., Salo, P., Koivisto, E., Banks, P.B. & Korpimäki, E. (2014) Reproductive responses of birds to experimental food supplementation: a meta-analysis. *Frontiers in Zoology*, 11:80

Sackl, P., Tiefenbach, M., Ilzer, W., Pfeiler, J. & Wieser, B. (2004) Monitoring the Austrian relict population of European roller *Coracias garrulus* – a review of preliminary data and conservation implications. *Acrocephalus*, 121: 51–57.

Sánchez-Zapata, J.A. & Calvo, J.F. (1999) Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology*, 2: 254–262.

Savage, R.E. (1931) The relation between the feeding of the herring off the east coast of England and the plankton of the surrounding waters. Fishery Investigation, Ministry of Agriculture, Food and Fisheries, Series 2 12: 1–88.

Schindler, S., von Wehrden, H., Poirazidis, K., Wrška, T. & Kati, V. (2013) Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. *Ecological Indicators*, 31: 41–48.

Silva, N., Avilés, J.M., Danchin, E. & Parejo, D. (2008) Informative content of multiple plumage-coloured traits in female and male European Rollers. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 62: 1969–1979.

Siriwardena, G.M., Baillie, S.R., Buckland, S.T., Fewster, R.M., Marchant, J.H. & Wilson, J.D. (1998a) Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *Journal of Applied Ecology*, 35: 24–43.

Siriwardena, G.M., Baillie, S.R. & Wilson J.D. (1998b) Variation in the survival rates of some British passerines with respect to their population trends on farmland. *Bird Study*, 45: 276–292.

Sotherton, N.W. & Self, M.J. (2000) Changes in plant and arthropod biodiversity on lowland farmland: an overview. *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds* (eds N.J. Aebischer, A.D. Evans, P.V. Grice & J.A. Vickery), pp. 26–35. British Ornithologists' Union, Tring, UK.

Sosnowski, J. & Chmielewski, S. (1996) Breeding biology of the Roller *Coracias garrulus* in Puszcza Pilicka Forest (central Poland). *Acta Ornithologica*, 31:119–131.

Sönderström, B. & Part, T. (2000) Influence of landscape scale on farmland birds breeding in semi-natural pasture. *Conservation Biology*, 14: 522–533.

Stenhoff, K. & Kochert, M.N. (1988) Dietary responses of three raptor species of the changing prey densities in natural environment. *Journal of Animal Ecology*, 57: 37–48.

- Stirnemann, I.A., Ikin, K., Gibbons, P., Blanchard, W. & Lindenmayer, D.B.** (2014) Measuring habitat heterogeneity reveals new insights into bird community composition. *Oecologia*, 177: 733–746.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L. & Ramwell C.** (2009) Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, 91: 22–46.
- Szép, T., Nagy, K., Nagy, Z. & Halmos, G.** (2012) Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of long distance migrant and farmland birds during 1999–2012. *Ornis Hungarica*, 20: 13–63.
- Szijj, J.** (1958) Beiträge zur Nahrungsbiologie der Blauracke in Ungarn. *Bonn. Zool. Beitr.* 9: 25–39.
- Szulkin, M. & Seldon, B.C.** (2008) Dispersal as a means of inbreeding avoidance in a wild bird population. *Proceeding of Royal Society B*, 275: 703–711.
- Sutherland, W.J., Newton, I. & Green, R.E.** (2004) *Bird ecology and conservation*. Oxford University Press, New York.
- Szulkin, M. & Seldon, B.C.** (2008) Dispersal as a means of inbreeding avoidance in a wild bird population. *Proceeding of Royal Society B*, 275: 703–711.
- Tagmann-loset, A., Schaub, M., Reichlin, T.S., Weisshaupt, N. & Arlettaz, R.** (2012). Bare ground as a crucial habitat feature for a rare terrestrially foraging farmland bird of central Europe. *Acta Oecologica*, 39: 25–32.
- Tidmarsh, R.** (2003) Nest box contents as an indicator of nestling diet in the European Roller *Coracias garrulous* A Rocha, France. *Synthèse des études et travaux de conservation A Rocha France* pp. 1-13.
- Tidmarsh, R. & C. Di Corrado** (2003) Hunting success as a function of habitat and perch type in the European Roller (*Coracias garrulus*) population of the Valley des Baux in 2003. *Synthèse des études et travaux de conservation A Rocha France*, 2003.

Tome, R., Bloise, C. & Korpimäki, E. (2004) Nest-site selection and nesting success of little owls (*Athene noctua*) in Mediterranean woodland and open habitats. *Journal of Raptor Research*, 38: 35–46.

Tron, F. (2006.) The European Roller as a flagship species for a local stakeholders-based approach of Mediterranean farmland conservation. Abstract for the 1st European Congress of Conservation Biology 'Diversity for Europe'.

Tron, F., Zenasni, A., Bousquet, G., Cramm, P. & Besnard, A. (2008) Réévaluation du statut du Rollier d'Europe *Coracias garrulus* en France. *Ornithos*, 15-2: 84–89.

Tornberg, R. & Reif, V. (2007) Assessing the diet of birds of prey: a comparison of prey items found in nests and images. *Ornis Fennica*, 84: 21–31.

Tortosa, F.S., Pérez, L. & Hillström, L. (2003) Effect of food abundance on laying date and clutch size in the White Stork *Ciconia ciconia*. *Bird Study*, 50: 112–115.

Tryjanowski, P. (1999) Effect of habitat diversity on breeding birds : comparison of farmland bird community in the region of Wielkopolska (w. Poland) with relevant data from other european studies. *Polish Journal of Ecology*, 47: 153–174.

Tryjanowski, P. (2000) Changes in breeding populations of some farmland birds in W Poland in relation to changes in crop structure, weather conditions and number of predators. *Folia Zoologica*, 49: 305–315.

Tryjanowski, P., Hartel, T., Baldi, A., Szymanski, P., Tobolka, M., Herzon, I., Goławski, A., Konvicka, M., Hromada, M., Jerzak, L., Kujawa, K., Lenda, M., Orłowski, G., Panek, M., Skorka, P., Sparks, T.H., Tworek, S., Wuczynski, A. & Zmihorski, M. (2011) Conservation of farmland birds faces different challenges in Western and Central-Eastern Europe. *Acta Ornithologica*, 46: 1–12.

Tryjanowski, P., Karg, M.K. & Karg, J. (2003a) Diet composition and prey choice by the red-backed *Lanius collurio* in western. *Belgian Journal of Zoology*, 133: 157–162.

Tryjanowski, P., Karg, M.K. & Karg, J. (2003b) Food of the Red-Backed Shrike *Lanius collurio*: a comparison of three methods of diet analysis. *Acta Ornithologica*, 38:59-64.

Tucker, G.M. & Heath, M.F. (1994) *Birds in Europe: their conservation status*. Cambridge, U.K.: BirdLife International.

Tucker, G.M. (1997) Priorities for bird conservation in Europe: the importance of the farmed landscape. In: Pain, D.J., Pienkowski, M.W. (Eds.), *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. Academic Press, London, pp. 79–116.

Václav, R., Valera, F. & Martínéz, T. (2011) Social information in nest colonisation and occupancy in a long-lived, solitary breeding bird. *Oecologia*, 165: 617–627.

Verhulst, J., Báldi, A. & Kleijn, D. (2004) Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104: 465–473.

Vickery, J.A. & Arlettaz, R. (2012) The importance of habitat scales for birds in European agricultural landscapes. In Fuller, R.J. (ed) *Birds and habitat: relationships in changing landscapes*. Cambridge University Press.

Vickery, J.A., Tallowin, J.R., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J. & Brown, V.K. (2001) The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38: 647–664.

Vickery, J.A., Bradbury, R.B, Henderson, I.G., Eaton, M.A., Grice, P.V. (2004) The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biological Conservation*, 119: 19–39.

Virkkala, R., Luoto, M. & Rainio, K. (2004) Effects of landscape composition on farmland and red-listed birds in boreal agricultural-forest mosaics. *Ecography*, 27: 273–284.

Ward, M.P. & Schlossberg, S. (2004) Conspecific attraction and the conservation of territorial songbirds. *Conservation Biology*, 18: 519–525.

Warren, T.L., Betts, M.G., Diamond, A.W. & Forbes, G.J. (2005). The influence of local habitat and landscape composition on cavity-nesting birds in a forested mosaic. *Forest Ecology and Management*, 214: 331–343.

- Whitfield, D.P., Reid, R., Haworth, P.F., Madders, M., Marquiss, M., Tingay, R. & Fielding, A.H.** (2009) Diet specificity is not associated with increased reproductive performance of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Western Scotland. *Ibis*, 151: 255–264.
- Whittingham, M.J., Devereux, C.L., Evans, A.D. & Bradbury, R.B.** (2006) Altering perceived predation risk and food availability: management prescriptions to benefit farmland birds on stubble fields. *Journal of Applied Ecology*, 43: 640–650.
- Wiens, J.A.** (1989) The ecology of bird communities. Vols. 1. and 2. (Cambridge Studies in Ecology) Cambridge University Press, Cambridge.
- Wilson, J.D., Morris, A.J., Arroyo, B.E., Clark, C.C., Bradbury, R.B.** (1999) A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 75: 13–30.
- Wirtitsch, M., Hoi, H., Valera, F. & Kristin, A.** (2001) Habitat composition and use in the lesser grey shrike *Lanius minor*. *Folia Zoologica*, 50: 137–150.
- Zechmeister, H.G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseila, J. & Wrabka, T.** (2003) The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation*, 114: 165–177.

8 Összefoglaló

A hatékony természetvédelem megvalósításához fontos ismernünk a faj ökológiai igényeit, a madarak élőhely szelekciója pedig populációdinamikájuk egyik fontos meghatározója, hiszen hatással lehet az egyed túlélésére és szaporodási sikerére és ezen keresztül a populáció növekedési rátájára is. Az utóbbi évtizedekben az Európa élőhelyeinek nagy részét kitevő agrártájak jelentős változáson mentek keresztül, amelynek eredményeképpen a gyepekhez és mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok természetvédelmi helyzete a legkedvezőtlenebb Európában. Ezek a változások azonban különböztek Európa nyugati és közép-keleti régió között, illetve eltérően hatottak az egyes fajokra. A szalakóta (*Coracias garrulus*) egy Európa-szerte veszélyeztetett faj. Az 1970-es éveket követően a kontiens többi országához hasonlóan magyarországi populációja is csökkent, a Dunántúlról eltűnt, az alföldi területeken pedig jelentősen megfogyatkozott az állománya. Feltehetően két tényező, az alkalmas költőhelyek számának csökkenése és a mezőgazdaságban bekövetkezett változások okozta táplálékkínálat-csökkenés állhat a negatív populációs trend hátterében. Dolgozatomban a szalakóta élőhelyválasztását vizsgáltam meg többféle élőhelyen és léptékben, illetve hogy a mesterséges költőhelyek esetében mely faktorok befolyásolják a foglaltságot.

I. Táplálékkínálat, táplálékpreferencia és költési paraméterek különböző élőhelyeken

a. Táplálékkínálat és hatása a szaporodási sikerre

A fészekalj méret, a kelési siker, a kikelt fiókák száma hasonló volt a tanulmányozott két területen, a szaporodási siker azonban a mozaikos élőhelyen volt nagyobb. A fűhálóval gyűjtött minták alapján az egyenesszárnyúak mennyisége nagyobb volt a kínálatban a baksi területen. A Shannon-féle diverzitás index minden mintavétel esetében nagyobb volt a mozaikos élőhelyen, talajcspdákkal gyűjtött minták között nem mutattam ki különbséget. Az egyenesszárnyúak nagyobb abundanciája a fiókák táplálékában is megmutatkozott. A szalakóták elsősorban rovarokkal etették az utódokat, főleg egyenesszárnyúakkal (40,1%) és bogarakkal (23,3%), de az egyéb rovar taxon mennyisége is jelentős volt (25,3%). Bár a gerincesek gyakorisága csak 9,3% volt, összességében jelentős biomasszával járulhattak hozzá a fiókák táplálékához. A lineáris modell eredményei szerint a tojásrakás kezdete és az élőhely is befolyásolta a szaporodási

sikert. Az előbbi eredmény általánosnak tekinthető a madaraknál, többnyire az idősebb, tapasztaltabb párok korábban kezdik a költést és eredményesebbek társaiknál. Ha a modellbe a fészekalj méretét is belefoglaltuk, akkor azt is megállapítható, hogy az élőhely okozta különbség mögött feltehetőleg a zsákmány mennyisége és nem csak az egyedi különbségek állnak. A fészekalj mennyisége befolyásolta az etetési gyakoriságot, de nem tért el a két élőhely között. Eredményeim alapján a legfontosabb zsákmánytípust az egyenesszárnyúak képviselték, de a mozaikos területen a bogarak jelentősége is megnőtt.

I./b. Táplálékpreferencia és mérése

A préda taxonok mennyisége eltért a kamrafelvételek és a fészekanyag tartalom alapján. Mindkét módszer esetében hasonló zsákmánytípusokat azonosítottunk, de azok gyakorisága a fiókák táplálékában különbözött. Eredményeink alapján feltételezhetjük, hogy az egyenesszárnyúak és a bogarak voltak a legfontosabbak a fiókák számára, jóllehet a fészekanyag tartalma szerint a bogarak, még a kamrafelvételek alapján az egyenesszárnyúak fogyasztása volt jelentősebb. A lőtücsök (*Gyrllotalpa gyrllotalpa*) erősen felülreprezentált volt a fészekanyag tartalomban, ezzel szemben kamrafelvételek alapján a gerincesek gyakorisága volt a nagyobb. A Savage-index szerint a szalakóták a nem kínálatnak megfelelően választottak zsákmányt. Különbséget találtunk a különböző mintavételi módszerrel vizsgált táplálékpreferenciák között. A fészekanyag tartalma a bogarak nagyobb és az egyenesszárnyúak alacsonyabb preferenciáját (elkerülés) eredményezték, mint a kamrafelvételek. A két kutatási területen a Savage -index nem különbözött szignifikánsan egyik mintavételi módszer esetében sem.

II. Táji léptékű tényezők szerepe a szalakóta fészkelőhely szelekciójában

A vizsgált szalakóta territóriumokban a legtipikusabb felszínborítás a szántó volt, amely a teljes terület 50%-át jellemezte. A legelők, természetes gyepek és heterogén mezőgazdasági területek átlagosan több mint 10%-ban fordultak elő. CCA ordináció alapján különbséget találtunk a természetes és a mesterséges költőhelyet elfoglaló szalakóták territóriumának élőhely-összetétele között. A természetes territóriumokban nagyobb volt az erdők (lombhullató, elegyes és fiatalos erdők) és a fás gyepek borítása. A vegyes mezőgazdasági területek közül a tanyák és komplex művelésű területek valamint a jelentős mennyiségű természetes élőhelyet tartalmazó területek mennyisége szintén több

volt ezekben a territóriumokban. Mind a természetes mind pedig a mesterséges költőhelyet tartalmazó revírek átfedést mutattak a kistáblás szántók és a fátlan gyepek tekintetében. A mesterséges odúban költő párok territóriumai jól elkülönültek a nagytáblás szántók, ritkás szikes növényzet és a mocsarak terület alapján. Ezek az élőhelyek a kihelyezett odúknak köszönhetően váltak megfelelő élőhellyé a szalakóták számára. Táj léptékben (5×5 és 10×10 km) is megvizsgáltam, hogy milyen faktorok befolyásolják a szalakóták előfordulását mesterséges odúk biztosítása nélkül. Az 5×5 km-es léptékben a CORINE-felszínborítás kategóriák és a szántófoltok száma, a Shannon-féle diverzitás és a foltok alakja pozitívan befolyásolták a faj előfordulásukat. A Simpson-féle indexszel mért diverzitásnak, illetve az állandó kultúrák, mint a szőlősök és gyümölcsösök nem volt kedvező hatása szalakóták számára. Nagyobb léptékében (10×10 km) a Shannon-diverzitásnak valamint a táj fragmentáltságát jellemző kisebb átlagos foltméret is tájfelosztottsági indexnek szintén pozitív hatása volt. A mocsarak jelenléte itt sem volt kedvező a mesterséges odúk kihelyezése nélkül.

III. Területhűség és diszperzió

Az élőhely szelekcióhoz kapcsolódóan azt is megvizsgáltam, hogy mennyire hűek a szalakóták az előző évi költőhelyükhöz, illetve milyen közel kezdenek költeni a fiókák a születési helyükhöz. Eredményeim alapján a szalakóta erősen területhű faj, a kifejtett madarak 89,4% a 5 km-es körzeten belül került meg, 56 % a korábbi költőhelyét használta újra. A tojók átlagos diszperziós távolságai szignifikánsan nagyobbak volt mint a hímeké (tojók $6,27 \text{ km} \pm 2,9 \text{ SE}$, hímek $0,967 \text{ km} \pm 0,27 \text{ SE}$). A megkerülési időben nem tért el a két ivar. A születési diszperziós távolságok szignifikánsan nagyobbak volt a költési diszperzióénál a első éves megkerülések alapján számítva. A másodéves madarak átlagosan 41,2 km-re ($41,2 \text{ km} \pm 6,4 \text{ SE}$) kerültek meg a születési helyüktől, ha a későbbi megkerüléseket is figyelembe vesszük akkor ez az érték 38,2 km-re ($38,2 \text{ km} \pm 3,79 \text{ S.E.}$). változik. A fiatal egyedek leggyakrabban a születési helyük 40km-es körzetében kezdenek költésbe, azonban kisebb mennyiségben ugyan, de 100 km-t vagy annál nagyobb távolságot is megtehetnek. A fiókaként jelölt egyedek visszafogásai alapján sok madár már az első évben bizonyítottan költ (54 egyed). A visszafogott fiókák 87,9%-a kirepülést követő 3 évben került meg.

IV. Az újonnan létrehozott mesterséges költőhelyek költőhely foglalási rátáját befolyásolót tényezők

A 132 újonnan kihelyezett odúk 75,75%-át foglaltak el legalább egyszer szalakóták, ebből 29,5%-ot már az első évben 2011-ben. Összesen az odúk 14,4%-a volt foglalt mind a 4 évben, 29,5% háromszor, 18,9% kétszer és ugyanennyi odú volt foglalt csak egyszer a négy év alatt. A logisztikus regresszió eredménye alapján az odúk jellemzői közül az odú tartója (fa vagy oszlop) és a magasság szignifikáns hatással volt a foglaltságra. A fajtársak jelenlétét leíró változók közül a legközelebbi természetes territórium volt szignifikáns. Az odú foglalás tartósságát általánosított lineáris modellel vizsgáltuk. Az eredmények alapján a négy éves vizsgálati időszak alatt a magasság, a odú helye (fa/oszlop) mellett a bejárat nyílás iránya is befolyásolta a foglaltságot az északi és a déli irányt nem preferálták a madarak. A táplálkozó területek többsége (gyepek, kis- és nagytáblás szántók) mennyisége nem befolyásolta a foglalás tartósságát, azonban a komplex művelésű területek és a gyümölcsösök gyenge negatív hatással voltak rá. A fajtársak jelenléte, mind a természetes odúban, mind pedig a természetes odúban költő párok távolsága pozitív hatással volt a tartós foglaltságra, azonban a nagy denzitás ellenkezően hatott.

9 Summary

Understanding bird-habitat relationships is important for developing an effective management plan for avian conservation. Habitat selection is an important part of birds' population dynamics, as it has effects on survival rate and breeding performance therefore it influences population growth rate. In the recent decades, intensification and industrialisation of agriculture across Europe resulted decline in the majority of birds populations associated with farmlands and grasslands. Timing and intensity of these changes differed between western part of Europe and central and eastern European countries, and they have had various effect on bird species. The European roller (*Coracias garrulus*) is a threatened bird species in Europe, it underwent a serious decline for the 1970's. In Hungary, it disappeared as a breeding species from the Transdanubian region and its population also declined significantly in the area of Hungarian Great Plain. The main causes could be the loss of suitable breeding and feeding habitats and decrease of food availability due to changing in agricultural practices. In my thesis I aimed to investigate the habitat selection of rollers in southern Hungary in different landscape scales and also determine the factors affecting occupancy rate of artificial nest-boxes, therefore influencing the efficiency of a nest-box provisioning program.

I. Food availability, food preference and breeding parameters in different habitats

a. Food availability and its effect on breeding parameters

We revealed similar clutch sizes, hatching success and number of hatchlings and fledging success in the two habitats. The only habitat-related difference in reproductive performance was found in breeding success that proved to be higher in the mosaic than in the grassland habitat. Higher abundance of Orthopterans collected by sweep-netting was found in grassland. Shannon's diversity of the arthropod families, when it was calculated from sweep-net samplings, was significantly higher in the mosaics than in the grassland. These videos revealed that rollers typically fed their nestlings insects, mainly by orthopterans (in 40.1% of feeding) and coleopterans (23.3%), but contribution of other insects was also relevant (25.3%). Although the frequency of delivered vertebrates was only 9.3%, but their contribution to nestling diet by mass was more important.

Our generalized linear model revealed that reproductive success of Rollers was affected by egg laying date and habitat type, showing higher reproductive success in the farmland mosaics. This results is general phenomenon in birds, pairs with more experiences start breeding earlier and have higher breeding success. Including clutch size in the model improved it suggesting that differences due to habitat were probably not restricted to adult quality and reflected the quantity or quality of food. Clutch size affected the feeding rate of Rollers, as individuals with larger clutches showed higher feeding provisioning ability of nestlings. However feeding rate did not differed between sites. These results suggest that the abundant orthopterans seem to be the most important prey type, which is affected reproductive success, however coleopterans has have more importance in the farmland mosaics.

I./b. Food preference and different sampling methods

The frequency of prey types differed by sampling methods. Both methods revealed similar prey types, but their frequency in nesting diet was different. These results suggest that orthopterans and coleopterans are the most important taxon in nestling' diet, however nestbox content indicates higher consumption of coleopterans and video recordings show higher consumption of orthopterans. The European mole cricket (*Gryllotalpa gryllotalpa*) was highly overrepresented in nestbox content; however we found higher amount vertebrates on video recordings. Based on Savage electivity index prey items were not selected in proportion to their availability both in case of nestbox content and video recordings. We found differences in preference caused by sampling methods. Preferences for main prey types differed significantly obtained by different sampling methods. The nextbox content indicated high preference of coleopterans and lower preference (avoidance) the orthopterans than video recordings. We found the Savage index did not differed significantly between study sites neither in case of nestbox content nor in video recordings.

II. Landscape scale factors affecting rollers habitat selection

The most typical land cover type in the studied breeding territories were arable lands, which covered about 50% of the total area. Pastures, natural grasslands and heterogeneous agricultural habitats had mean coverage higher than 10%. CCA ordination

showed that the territories with natural breeding were characterized by higher habitat diversity and more irregular shape. CCA also revealed that the territories with natural breeding were predominantly characterised by some kind of woody vegetation, e.g. grasslands with trees and forested areas, such as broadleaved forest, mixed forest or even woodland-shrubs. We found that farmsteads and heterogeneous agricultural areas were typical in the territories of the rollers in case of the natural breeding. Grasslands without trees and arable lands with small fields arable lands were typical both for natural breeding territories and the surroundings of the nest-boxes as well. Nest-box provisioning contributed to make large fields arable lands, marshes and scarce alcalic vegetation suitable habitat for rollers.

At landscape level we investigated which factors have effect on rollers' occurrence without nest-box supply. At the 5 ×5 km spatial scale, the landscape number of CORINE Land Cover types and arable fields, and and MSI (mean shape index) positively and permanent crops negatively affected rollers' occupancy pattern. At this spatial level Shannon diversity had positive but Simpsons had negative effect on rollers occurrence. At the larger 10x10 km spatial scale, we found the same effect of Shannon diversity. Natural grasslands positively mean patch size and marshes negatively influenced rollers' occurrence. High fragmentation was also favourable.

III. Nest-site fidelity and dispersal

We aimed to investigate the nest-site fidelity, breeding and natal dispersal of rollers. We found that adult rollers showed high breeding site fidelity t, 89.4% of the recoveries was found in 5 km area of the former breeding site and 56% used the same nesting place as a year before. The dispersal distance of females was longer than males' (females 6.27 ± 2.9 SE km, males 0.967 ± 0.27 SE km), however sexes did not differed in the elapsed time until the recovery. The the average natal dispersal distance individuals ringed as pullus and refound in the next year) was 41.2 km (41.2 ± 6.4 SE), and it was significantly longer than breeding dispersal. Summerizing all data of bird ringed as pullus the former value of mean natal dispersal distance change to 38.2 ($38.2 \text{ km} \pm 3.79 \text{ S.E.}$) km. Althought, most of the juvelines started to breed in 40 km area of their natal sites, several individuals moved more than 100 km to their breeding sites, and ensure the connection between

other populations. According to the recoveries the majority of nesting start to breed in the next breeding season. 87.9% of nestling was refound in three year after they had fledged.

IV. Factors affecting the occupancy rate of newly provided nest-boxes

From the 132 newly provided nest-boxes 75.75% were occupied at least once by rollers during the four-year study period. 29.5% were occupied at the first time in 2011. 14.4% were occupied in each of the years in the four-year study period, 29.5% were occupied three times, 18.9% twice and also 18.9% were used only once by rollers, 10.1% nest-boxes remained empty in each of the four years. Logistic regressions revealed among the nest-box characteristics, mounting type (placed on a pylon or in a tree) as well as the height of the nest-boxes had significant effects on rollers' nest-box occupancy. The presence of rollers potentially breeding in nearby natural breeding sites was also significant. A generalized linear model on the effects influencing nest-box occupancy within the 4-years study period revealed that beside height and mounting, orientation also influenced the occupancy rate, as northward and southward directions were not preferred by rollers. Frequency of typical feeding sites, such as grasslands and small arable lands, did not influence the duration of occupancy, however, orchards and complex cultivation negatively influenced it. We found a slightly positive effect of the proximity of breeding pairs both in nest-box and in potential natural breeding site, however, the higher population density at 10 km range negatively effected the repeated usage of nest-boxes.

10 Publikációs lista

MTMT azonosító: 10032069

A dolgozat témaköréből készült publikációk

Tudományos közlemények

Kiss, O., Tokody, B., Ludnai, T., Moskát, C (2016) The effectiveness of nest-box supplementation for European rollers (*Coracias garrulus*). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, átdolgozás alatt

Kiss, O., Tokody, B., Deák, B., Moskát, C (2016) Increased landscape heterogeneity supports the conservation of European rollers (*Coracias garrulus*) in southern Hungary. *Journal for Nature Conservation*, 29: 97–104. IF:1,65

Kiss, O., Elek, Z., Moskát, C (2014) High breeding performance of European Rollers *Coracias garrulus* in heterogeneous farmland habitat in southern Hungary. *Bird Study*, 61: 496-505. IF: 1,033

Kiss, O. (2014) Evaluating prey preferences of an insectivorous bird species based on different sampling methods. *Review on agriculture and rural development*, 3: 303-308.

Kiss, O (2012) Az élőhely-összetétel vizsgálata a szalakóta (*Coracias garrulus*) jelenlegi természetes költőterületein. In: Bodnár K , Horváth J (szerk.) Új irányok a mezőgazdaság és a vidék fejlesztésében: fiatal kutatók konferenciája. Hódmezővásárhely Szegedi Tudományegyetem Mezőgazdasági Kar, pp. 1-7

Kiss, O. & Tokody, B. (2010) A szalakóta (*Coracias garrulus*) helyzete és a védelmi intézkedések összefoglalása a Dél-Alföldön. *Heliaca* 8: 108-111.

Kiss, O, Felde, O., Moskát C. (2012) A mozaikgyepek szerepe a szalakóta (*Coracias garrulus*) táplálkozó területeinek megőrzésében. *Természetvédelmi Közlemények* 18: 276-282.

Előadások és posztetek

Kiss, O. & Tokody, B. (2014) A szalakóta (*Coracias garrulus*) területhűségének vizsgálata a Dél-Alföldön. *Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Szeged*

Kiss, O. (2013) The role of mosaic grasslands in agricultural systems for conservation of European Roller (*Coracias garrulus*). *Wellmann International Scientific Conference*, Hódmezővásárhely

Kiss, O., Tokody, B., Moskát, Cs. (2012) Food availability and breeding parameters of Rollers (*Coracias garrulus*) in two different habitats. *International Eurasian Ornithological Congress*, Baja

Kiss, O. & Tokody, B. (2012) Landscape composition of European Roller's habitats in Southern Hungary. *International Eurasian Ornithological Congress*, Baja

Kiss, O., Felde, O., Moskát, C. (2011) A mozaikgyepek szerepe a szalakóta (*Coracias garrulus*) táplálkozó területeinek megőrzésében. *Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia*, Debrecen

Kiss, O. & Moskát, C. (2011) A szalakóta (*Coracias garrulus*) költési paramétereinek vizsgálata két élőhelytípusban, *Kvantitatív Ökológiai Szimpózium*, Szeged

Egyéb publikációk

Tudományos közlemények

Deák, B., **Kiss, O.**, Valkó, O. (2015) Balkáni csillagvirág (*Prospero paratheticum* Speta) első előfordulási adata a Duna–Tisza-közén. *Kitaibelia* 20: 302-303.

Boros, Á., Kiss, T., **Kiss, O.**, Pankovics, P., Kapusinszky, B., Delwart, E., Reuter, G. (2013) Genetic characterization of a novel picornavirus distantly related to the marine mammal-infecting aquamaviruses in a long-distance migrant bird species, European Roller (*Coracias garrulus*) *Journal of general virology* 94: 2029-2035. IF: 3.529

Kováts, L. & **Kiss, O.** (2009) Függőcinege. In: Bankovics Attila , Csörgő Tibor , Gyurácz József , Karcza Zsolt , Magyar Gábor , Schmidt András , Schmidt Egon , Szép Tibor (szerk.) *Magyar madárvonulási atlasz*. Budapest: Kossuth, pp. 561-563.

Kiss, O. & Szentirmai, I. (2009) Do mating opportunities influence within-season dispersal in Penduline Tits? *Ornis Hungarica* 17-18:33-45.

Előadások és poszterek

Ákos Németh, **Orsolya Kiss**, Béla Tokody (2012) Effect of water level on three reed passerine species' abundance in two different types of wetlands during post breeding and migratory period. *International Eurasian Ornithological Congress*, Baja

Kiss, O., Szentirmai, I., Székely, T. (2008) A diszperzió hatása a fehér-tavi függőcinege (*Remiz pendulinus*) populáció ivararányára, *Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia*, Nyíregyháza

Kiss, O. & Szentirmai, I. (2006) Causes and consequences of breeding dispersal in Penduline Tit. IV. Penduline Tit meeting, Mátraháza

11 Függelék

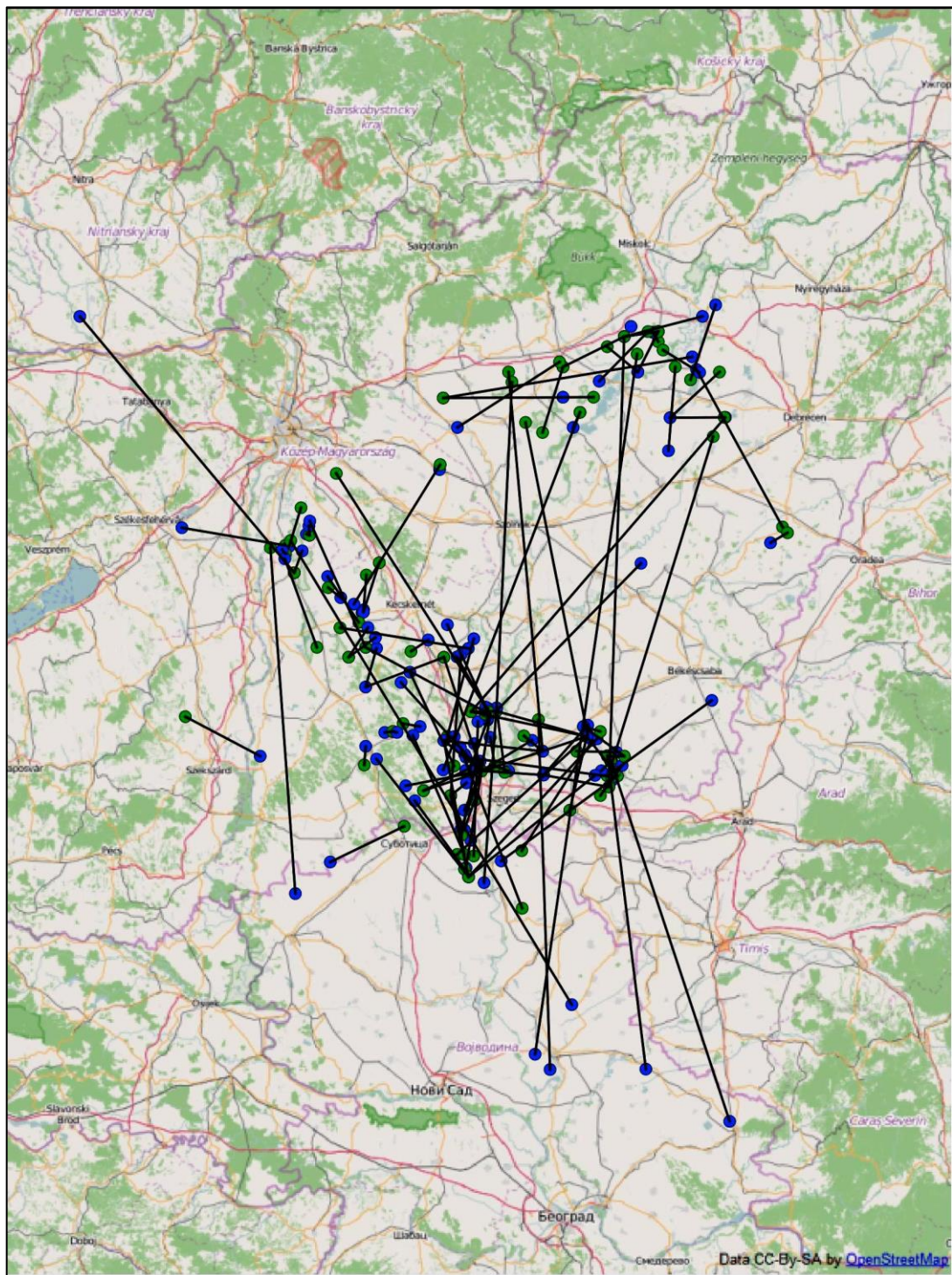
A táji struktúrát leíró egyes változók jellemzése

Változó1	Angol megnevezés	Leírás/ képlet
Felszabdaltsági index	Degree of landscape division	Annak a valószínűsége, hogy két random kiválasztott pont a vizsgálati területen belül nem esik ugyanarra a foltra.
Effektív hálóméret (ha)	Effective mesh size	A táj feldarabolódása során képződött azonos méretű területek száma.
Felszabdaltsági index	Splitting index	A táj feldarabolódása során képződött azonos nagyságú területek mérete.
Közepes alaki index	Mean shape index	A referencia alakzattól (megegyező területű négyzet) való átlagos eltérés.

¹A magyar elnevezések és fogalmak Túri (2011) alapján. (Túri, Z. 2011) A tájmintázat vizsgálata a Tiszazugban. Tájökológiai Lapok 9: 43–51.)

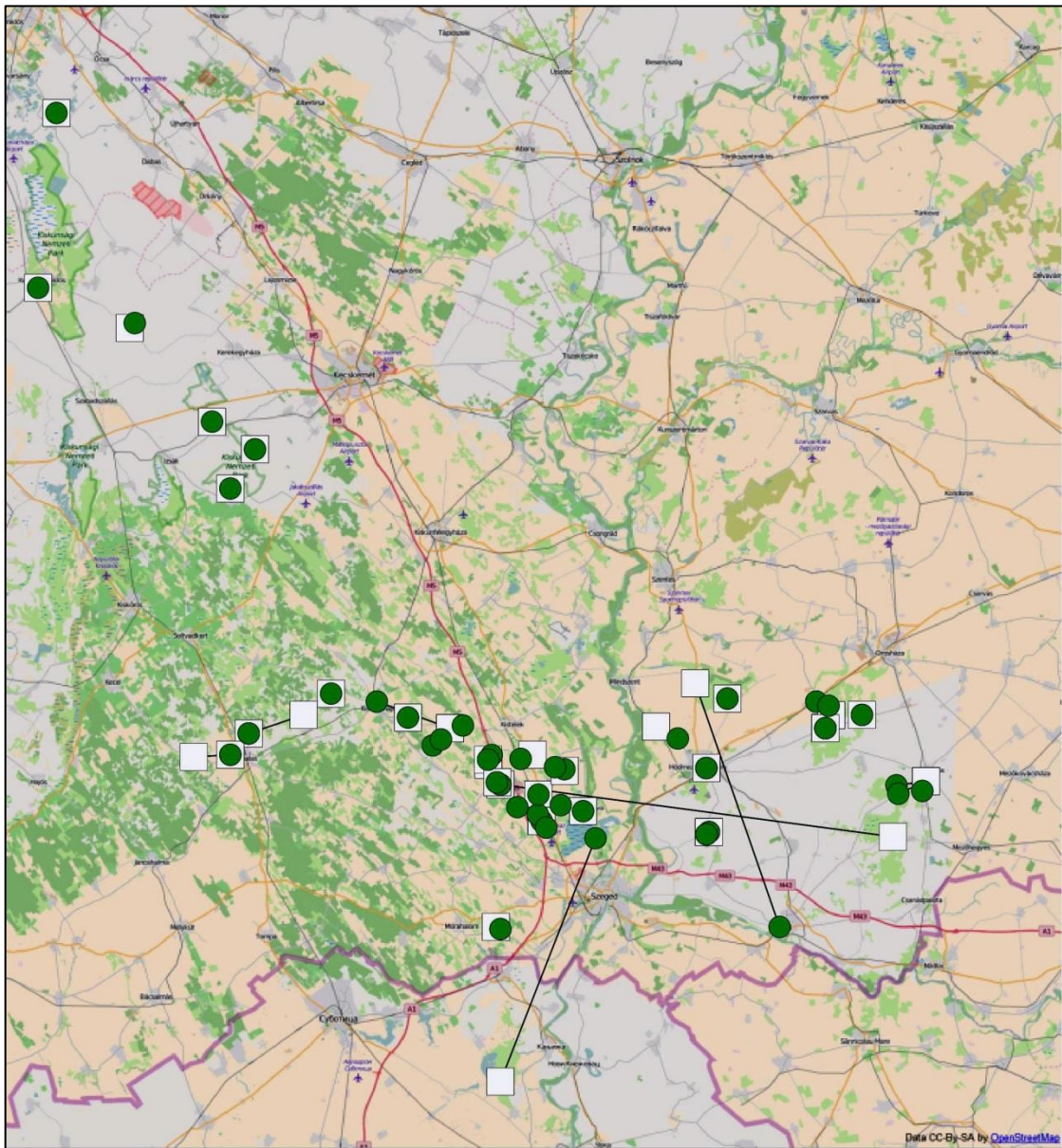
Születési diszperzió

A zöld körök a gyűrűzés, a kék körök a megkerülések helyét jelölik.



Költési diszperzió

A fehér négyzetek a gyűrűzés, a zöld körök a megkerülések helyét jelölik.



Baksi-pusztta



Fotó: Kiss Orsolya

Szatymaz-Balástya



Fotó: Kiss Orsolya

Oszlopra és fára kihelyezett odúk



Fotó: Kiss Orsolya